

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GABRIEL DEMOCH GOULARTE

VULNERABILIDADE DE PERDA DE FÓSFORO EM SISTEMAS
CONSERVACIONISTAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA

CURITIBA

2018

GABRIEL DEMOCH GOULARTE

VULNERABILIDADE DE PERDA DE FÓSFORO EM SISTEMAS
CONSERVACIONISTAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em
Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias,
Universidade Federal do Paraná, como requisito
parcial à obtenção do título de Doutor em Ciência
do Solo.

Orientadora: Profa. Dra. Nerilde Favaretto

CURITIBA

2018

Goularte, Gabriel Democh
Vulnerabilidade de perda de fósforo em sistemas
conservacionistas de produção agrícola / Gabriel Democh
Goularte. - Curitiba, 2018.
170 p.: il.,
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de
Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências do
Solo.
Orientadora: Nerilde Fabaretto
1. Ciências do solo. 2. Físico-química do solo. 3. Solos - teor
de fósforo - Brasil. 4. Latossolos. 5. Chuvas. I. Fabaretto,
Nerilde (Orientadora). II. Título. III. Universidade federal do
Paraná.
CDU 631.423(816)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIAS DO SOLO

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de GABRIEL DEMOCH GOULARTE intitulada: Vulnerabilidade de perda de fósforo em sistemas conservacionistas de produção agrícola, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 21 de Novembro de 2018.

NERILDE FAVARETTO
Presidente da Banca Examinadora

GABRIEL BARTH
Avaliador Externo (FUNDABC)

MATHEUS FONSECA DURAES
Avaliador Interno (UFPR)

JEAN PAOLO GOMES MINELLA
Avaliador Externo (UFRGS)

ANTONIO CARLOS VARGAS MOTTA
Avaliador Interno (UFPR)

AGRADECIMENTOS

A minha família pelo apoio durante todo período de pós-graduação. A minha mãe Renata, minha avó Evelina, minha madrinha Elizabeth e aos meus irmãos Lucas e Leandro. E a memória do meu avô William, minha fonte de inspiração.

A professora Nerilde Favaretto por todo auxílio para elaboração desse trabalho e amizade.

A Universidade Federal do Paraná e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade concedida.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

A Fundação ABC para Pesquisa e Divulgação Técnica pela parceria e total colaboração nas atividades de campo, em especial aos colaboradores Gabriel Barth, Adão, Rodolfo, Lauri e Junior.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo (PPGCS) da UFPR, pela dedicação em fazer o melhor para o aperfeiçoamento de seus alunos em especial aos professores Antonio Carlos Vargas Motta e Volnei Pauletti.

Ao professor Jair Marques do Programa de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia (PPGMNE) da UFPR, pela dedicação e carinho na elaboração da matéria de análise multivariada aplicada a pesquisa que foi essencial na elaboração desse trabalho.

Aos colegas Daniela Jerszurki, João Augusto Coblinski, Priscila Luiza Simon, Rangel Consalter e Reinaldo Carlos Brevilieri pela amizade e bons momentos compartilhados.

Aos amigos de longa data Bruno Paulino, Hugo Goulart, João Renato Tavares Arruda, João Augusto Martins Borges, Lucas Martins da Silva e Pedro Henrique Netto pelo incentivo e inspiração.

A Aline Fachin Martini pela grande ajuda prestada nas análises de laboratório.

A grande programadora Alexandra Asanovna Elbakyan por quebrar as barreiras do conhecimento.

Muito obrigado.

RESUMO

O transporte de fósforo (P) de campos agrícolas para cursos hídricos é uma preocupação mundial, por isso é importante desenvolver ferramentas para auxiliar os agricultores e técnicos na recomendação de melhores práticas de gestão. O objetivo geral desse estudo foi ajustar um índice de perda de P (P-index) para sistemas conservacionistas no Sul do Brasil, utilizando atributos de fácil obtenção e contemplando diferentes manejos do solo e sistemas de culturas em relevo ondulado. No intuito de atingir esse objetivo, o estudo foi dividido em três partes: 1) desenvolver e testar uma versão de P-index ajustada com análise de componentes principais possibilitando a obtenção da vulnerabilidade de perda de P; 2) avaliar a eficiência de diferentes atributos físicos e de cobertura do solo na variação de infiltração de água no solo; 3) avaliar as perdas de diferentes formas de fósforo no escoamento superficial. Para isso foi desenvolvido um experimento com chuva simulada com três repetições em 10 campos agrícolas sob Latossolo com declividades entre 9 e 16% e diferentes manejos do solo e sistemas de culturas. Para caracterização dos campos agrícolas foi avaliado a massa seca de cobertura (MSC), cobertura do solo (%cobertura), teor de carbono orgânico (CO), porosidade total (PT), densidade do solo (DS), condutividade hidráulica saturada (K₀), curva de retenção de água no solo, potencial matricial no ponto de inflexão ($|\Psi|_{\text{inflexão}}$), frequência relativa de macroporos (FRMac), mesoporos (FRMeso), microporos (FRMic), análise visual da estrutura do solo (VESS), teor de fósforo disponível (P_{DISP}) e teor de argila (Argila). Nas amostras de escoamento superficial (ES) foi determinado a concentração e perdas de sedimentos totais (ST), P solúvel (P_{SOL}), P biodisponível total (P_{BIO}), P particulado não biodisponível (P_{PAR}(\bar{n} bio)), P particulado biodisponível (P_{PAR}(bio)) e fósforo total (P_{TOT}). Para ajuste do P-index foi realizada análise de componentes principais considerando atributos de fácil obtenção: MSC, CO, VESS, P_{DISP} e Argila. As componentes principais (CP) representam novas variáveis ajustadas no sentido de maior variação e foram interpretadas a partir da correlação com as perdas de água e diferentes formas de P no ES que são variáveis complexas de serem medidas. A CP1 se relacionou com a redução da qualidade física do solo aumentando as perdas de P_{PAR} e P_{TOT}. A CP1 foi interpretada como “aumento do risco de transporte de P_{PAR}”. A CP2 se relacionou com aumento da concentração e perdas de P_{SOL} e P_{BIO}. A redução no teor de argila foi o principal responsável pelo incremento de P_{SOL} no ES. A CP2 foi interpretada como “aumento do risco de transporte de P_{SOL}”. As componentes foram divididas em quatro classes de vulnerabilidade de perda de P (baixa, media, alta e muito alta) considerando o primeiro quartil, mediana e terceiro quartil. Para testar o P-index foi obtida a matriz de distâncias euclidianas dos scores P-index obtidos para o grupo principal ($n=20$) e grupo de teste ($n=10$) que apresentou alta similaridade dos resultados, portanto, pode-se considerar que o modelo desenvolvido foi capaz de estimar a vulnerabilidade de perda de P em novos campos agrícolas com manejo conservacionista do solo em condições similares ao da base de dados. Para avaliar a influência dos atributos na infiltração de água no solo o volume de ES coletado foi utilizado para ajustar diferentes modelos de infiltração, sendo o modelo de Horton o mais adequado. Os campos agrícolas foram divididos em grupos de alta e baixa taxa de infiltração final (if) considerando uma análise hierárquica nas variáveis de ajuste do modelo Horton. Os indicadores mais sensíveis à infiltração de água no solo foram o CO, VESS, MSC, $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ e FRMac. Foram ajustadas diferentes funções logísticas, para classificar os campos agrícolas, considerando diferentes grupos de

indicadores e combinação sem repetição entre eles. As funções univariadas ajustadas foram pouco eficientes em distinguir ambientes de alta e baixa if e não devem ser utilizadas. O uso de dois ou mais indicadores melhorou a classificação, no caso de somente dois indicadores o uso de CO e VESS, foram bem eficientes com 100% de acerto na distinção entre baixa e alta if. Para avaliar as diferentes formas de P perdidas no escoamento superficial, os diferentes manejos de solo e sistemas de cultura foram agrupados considerando as perdas de P_{SOL} , $P_{PAR(bio)}$ e $P_{PAR(nbio)}$, tendo em vista que o somatório dessas partes representa o P_{TOT} . A análise demonstrou a formação de quatro grupos distintos com redução significativa de P_{TOT} entre eles. Os grupos se diferenciam pela quantidade e pela proporção das diferentes formas de fósforo. Os campos com redução de cobertura apresentaram maior probabilidade de perda de P_{PAR} . Em campos agrícolas com alta massa seca de cobertura e boas condições físicas conferiram maior proteção ao solo, reduzindo as perdas de P_{PAR} . A redução no teor de argila em solos com boa cobertura foi o principal fator no incremento de P_{SOL} e P_{BIO} no escoamento superficial. Em campos agrícolas com elevada cobertura do solo as perdas de fósforo não foram influenciadas pelo manejo do solo.

Palavras-chave: qualidade da água, qualidade do solo, escoamento superficial, perda de fósforo.

ABSTRACT

Phosphorus (P) transport from agricultural fields to water bodies is a worldwide concern, therefore it is important to develop tools to help farmers and technicians, recommending best management practices. The general objective of this study was to adjust phosphorus index (P-index) for conservation agriculture systems in the South of Brazil, using simple soil attributes and considering different soil management and crop systems in moderate slope. In order to achieve this goal, the study was divided into three parts: 1) develop and test P-index adjusted with principal component analysis enabling the achievement of P loss vulnerability; 2) evaluate the efficiency of distinct physical attributes and soil cover in the variation of soil water infiltration; 3) evaluate the losses of different forms of phosphorus in the runoff. Therefore, a simulated rainfall experiment with three repetitions was developed in 10 agricultural fields in Oxisol with slopes between 9 and 16% and under different soil management and crop systems. For characterization of the agricultural fields it was measured the dry mass of cover crop residue (CC), cover crop (%cov), organic carbon (OC), total porosity (TP), bulk density (BD), saturated hydraulic conductivity (K_0), soil water retention curve, matrix potential at inflection point ($|\Psi|_{\text{inflection}}$), relative frequency of macropores (RFMac), mesopores (RFMeso), micropores (RFMic), visual evaluation of soil structure (VESS), available P ($P_{\text{available}}$) and clay content (Clay). In the samples of runoff was determined the concentration and loss of total sediments (TS), soluble P (P_{SOL}), bioavailable P (P_{BIO}), nonavailable particulate P ($P_{\text{PAR(nbio)}}$), bioavailable particulate P ($P_{\text{PAR(bio)}}$) e total P (P_{TOT}). For P-index adjustment it was performed the analysis of principal components considering simple soil attributes: CC, OC, VESS, $P_{\text{available}}$ and Clay. The principal components (PC) represent the new variables adjusted in the direction of greater variation and they were interpreted from the correlation with water losses and different forms of P in runoff that are complex variables to be measured. PC1 was related to the reduction of soil physical quality increasing P_{PAR} and P_{TOT} losses. PC1 was interpreted as "increased risk of P_{PAR} transport". PC2 was related to increased concentration and loss of P_{SOL} and P_{BIO} . The reduction in clay content was mainly responsible for the increase of P_{SOL} in runoff. PC2 was interpreted as "increased risk of P_{SOL} transport". The components were divided into four classes of P loss vulnerability (low, medium, high and very high) considering the first quartile, median and third quartile. In order to test the P-index was obtained the Euclidean distance matrix of the P-index scores obtained for the main group ($n=20$) and the test group ($n=10$), which presented high similarity of results, that the developed model was able to estimate the vulnerability of loss of P in new agricultural fields with conservationist management of the soil in similar conditions to the database. In order to evaluate the influence of the attributes in water infiltration in the soil, the volume of runoff collected was used to adjust different models of infiltration, being Horton's model the most appropriate. The agricultural fields were divided into groups of high and low final infiltration rate (FIR) considering a hierarchical analysis on the adjustment variables of Horton's model. The most sensitive indicators for water infiltration in the soil was OC, VESS, CC, $|\Psi|_{\text{inflection}}$ and RFMac. Different logistic functions were adjusted to classify the agricultural fields, considering different groups of indicators and combination without repetition between them. The univariate functions adjusted were inefficient to distinguish between high and low FIR environments and should not be used. The use of two or more indicators improved the classification, in case of only two indicators the use of OC and VESS were highly efficient with 100% accuracy in the distinction

between low and high FIR. In order to evaluate the different forms of P lost in runoff, the different soil management and crop systems were grouped considering losses of P_{SOL} , $P_{PAR(bio)}$ and $P_{PAR(\tilde{bio})}$, considering that the sum of these parts represents P_{TOT} . The analysis demonstrated the formation of four distinct groups with significant reduction of P_{TOT} among them. The groups differ in quantity and proportion of the different forms of phosphorus. Fields with low soil cover presented higher probability to lose P_{PAR} . In agricultural fields with high soil cover (dry mass) and good physical conditions provided greater protection to the soil, reducing P_{PAR} losses. Reduction in clay content in soils with good coverage was the main factor in the increase of P_{SOL} and P_{BIO} in the runoff. In agricultural fields with high soil cover, the phosphorus losses were not influenced by soil management.

Key words: water quality, soil quality, runoff, phosphorus loss.

LISTA DE SÍMBOLOS

%cobertura – cobertura do solo (%);

[P_{BIO}](total) – concentração fósforo biodisponível total (mg L⁻¹);

[P_{PAR}] - concentração fósforo particulado (mg L⁻¹);

[P_{PAR}](bio) – concentração fósforo particulado biodisponível (mg L⁻¹);

[P_{PAR}](ñ bio) – concentração fósforo particulado não biodisponível (mg L⁻¹);

[P_{SOL}] - concentração de fósforo solúvel (mg L⁻¹);

[P_{TOT}] - concentração fósforo total (mg L⁻¹);

[ST] - concentração de sedimentos totais (g L⁻¹);

Argila – teor de argila na camada (g kg⁻¹);

CO – carbono orgânico (g dm⁻³);

DP – desvio padrão;

DS – densidade do solo (kg m⁻³);

ES – escoamento superficial (mm);

FRMac – frequência relativa de macroporos (raio: $r \geq 50 \mu\text{m}$);

FRMes – frequência relativa de mesoporos (raio: $15 \leq r < 50 \mu\text{m}$);

FRMic – frequência relativa de microporos (raio: $r < 15 \mu\text{m}$).

K₀ – condutividade hidráulica saturada (mm hora⁻¹);

MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²);

n – numero de observações (unidades experimentais);

P – Fósforo

P_{BIO} – perda de fósforo biodisponível total (mg m⁻²);

P_{DISP} – fósforo disponível extraído com resina na camada (mg dm⁻³);

P_{PAR} – perda de fósforo particulado (mg m⁻²);

P_{PAR}(bio) – perda de fósforo particulado biodisponível (mg m⁻²);

P_{PAR}(ñ bio) – perda de fósforo particulado não biodisponível (mg m⁻²);

P_{SOL} – perda de fósforo solúvel (mg m⁻²);

PT – porosidade total (m³ m⁻³);

P_{TOT} – perda de fósforo total (mg m⁻²);

SC – sistema convencional;

SC_{MIN} – sistema de cultivo mínimo;

SPD – sistema de plantio direto;

SPD_{ESC} – sistema de plantio direto escarificado;

ST – perda de sedimentos totais (g m^{-2});

VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional);

$|\Psi|_{\text{inflexão}}$ – potencial no ponto de inflexão ($\text{m H}_2\text{O}$);

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.1 REFERÊNCIAS.....	18
2 CAPÍTULO 1: ÍNDICE DE PERDA DE FÓSFORO (P-INDEX) PARA SISTEMAS DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA UTILIZANDO ATRIBUTOS DE FÁCIL OBTENÇÃO.....	25
2.1 RESUMO.....	25
2.2 ABSTRACT.....	26
2.3 INTRODUÇÃO	27
2.4 MATERIAL E MÉTODOS	28
2.4.1 Localização e caracterização da área experimental.....	28
2.4.2 Unidade experimental.....	29
2.4.3 Chuva simulada e coleta de escoamento superficial (ES).....	33
2.4.4 Variáveis analisadas.....	34
2.4.5 Fatores P-index (fácil obtenção).....	34
2.4.5.1 Massa seca de cobertura do solo.....	34
2.4.5.2 Teor de argila, P disponível e carbono orgânico	34
2.4.5.3 Análise visual da estrutura do solo	34
2.4.6 Fatores correlacionados (difícil obtenção).....	35
2.4.6.1 Coeficiente de escoamento superficial	35
2.4.6.2 Taxa de infiltração final.....	35
2.4.6.3 Concentração de sedimentos totais e formas de fósforo no escoamento superficial.....	36
2.4.6.4 Perdas acumuladas de sedimentos e formas de fósforo no escoamento superficial.....	36
2.4.7 Obtenção do P-index.....	37
2.4.7.1 Ajuste da função P-index.....	39
2.4.7.2 Interpretação das componentes principais	40
2.4.7.3 Classes de vulnerabilidade.....	40
2.4.7.4 Teste do P-index.....	40
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
2.5.1 Base de dados	40
2.5.2 Obtenção das componentes principais.....	42
2.5.3 Interpretação das componentes principais.....	43

2.5.4	Classes de vulnerabilidade de perda de P	46
2.5.5	Teste do ajuste	47
2.5.6	Aplicação do P-index ajustado utilizando indicadores de fácil obtenção	48
2.6	CONCLUSÕES	49
2.7	REFERÊNCIAS	49
3	CAPÍTULO II: AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO EM LATOSSOLO SOB SISTEMAS DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA COM DIFERENTES MANEJOS DO SOLO E SISTEMAS DE CULTURAS NO SUL DO BRASIL	56
3.1	RESUMO	56
3.2	ABSTRACT	57
3.3	INTRODUÇÃO	58
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	59
3.4.1	Localização e caracterização da área experimental	59
3.4.2	Unidades experimentais	60
3.4.3	Indicadores de infiltração obtidos no campo e laboratório	63
3.4.3.1	Massa seca de cobertura do solo	63
3.4.3.2	Granulometria e carbono orgânico	64
3.4.3.3	Porosidade, densidade e condutividade hidráulica saturada	64
3.4.3.4	Curva de retenção, ponto de inflexão e frequência de poros	64
3.4.3.5	Análise visual da estrutura do solo	66
3.4.4	Chuva simulada e ajuste da infiltração	66
3.4.5	Análises estatísticas	67
3.4.5.1	Ajuste dos modelos de infiltração e análise de eficiência dos modelos	67
3.4.5.2	Análise hierárquica (cluster)	68
3.4.5.3	Correlação, regressão e teste de média	68
3.4.5.4	Análise fatorial	68
3.4.5.5	Conjunto mínimo de indicadores	69
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
3.5.1	Base de dados	70
3.5.2	Avaliação dos modelos de infiltração	71
3.5.3	Separação de grupos de infiltração de água no solo	74
3.5.4	Relação linear entre infiltração de água no solo e indicadores de fácil obtenção	

3.5.5 Seleção de indicadores	83
3.5.6 Obtenção de funções univariada e multivariada.....	85
3.5.7 Exemplo de utilização das funções discriminantes	87
3.6 CONCLUSÃO	88
3.7 REFERÊNCIAS.....	89
4 CAPITULO 3: PERDAS DE FÓSFORO VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM LATOSSOLO SOB SISTEMAS DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA COM DIFERENTES MANEJOS DO SOLO E SISTEMAS DE CULTURAS NO SUL DO BRASIL	94
4.1 RESUMO.....	94
4.2 ABSTRACT.....	95
4.3 INTRODUÇÃO	96
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	97
4.4.1 Localização e caracterização da área experimental.....	97
4.4.2 Unidades experimentais.....	97
4.4.3 Caracterização do solo e cobertura.....	101
4.4.4 Chuva simulada e coleta de escoamento superficial.....	102
4.4.5 Caracterização do escoamento superficial.....	102
4.4.5.1 Concentração de sedimentos totais e formas de fósforo no escoamento superficial.....	102
4.4.5.2 Perdas acumuladas de sedimentos e formas de fósforo no escoamento superficial.....	103
4.4.6 Análise estatística	103
4.4.6.1 Análise hierárquica (cluster)	103
4.4.6.2 Teste de média.....	104
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	104
4.5.1 Base de dados	104
4.5.2 Agrupamento e caracterização dos campos agrícolas.....	106
4.6 CONCLUSÃO	112
4.7 REFERÊNCIAS.....	112
5 CONCLUSÃO GERAL.....	117
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
7 REFERÊNCIAS GERAIS.....	119
8 ANEXO 1 – HISTÓRICO DE CULTURAS DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS.....	130

9 ANEXO 2 – ESTIMATIVA DA TAXA DE ADUBAÇÃO ANUAL PARA AS UNIDADES EXPERIMENTAIS	138
10 ANEXO 3 – REGISTRO FOTOGRÁFICO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS	140
11 ANEXO 4 – DETALHES DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS	161
12 ANEXO 5 – PLANO DE CLASSIFICAÇÃO P-INDEX	165
13 ANEXO 6 – ANÁLISE SENSIBILIDADE MODELOS INFILTRAÇÃO	167

1 INTRODUÇÃO GERAL

A aplicação de fósforo (P) é um dos fatores responsáveis pelo aumento de produtividade na agricultura, no entanto, o manejo inadequado desse nutriente causa problemas ambientais. O P aplicado como fertilizante pode ser transportado da área agrícola até lagos e rios, principalmente via escoamento superficial (Sharpley e Menzel, 1987; Withers e Haygarth, 2007; Shore et al., 2014; Huang et al., 2017). O aumento de P nos ambientes aquáticos desencadeia o processo de eutrofização causando vários problemas entre estes a redução do oxigênio dissolvido e a diminuição significativa da biodiversidade (Carpenter et al., 1998; Correll, 1998).

A exportação média de P pelas culturas agrícolas é de 64%, demonstrando que 35% do P aplicado ficam como excedente no solo (Sharpley e Wang, 2014). O P excedente caracteriza uma tendência de aumento da concentração de P ao longo do tempo em áreas agrícolas (Liu et al., 2014; Penn et al., 2014; Rodrigues et al., 2016). Tendo em vista que o solo é a fonte de poluição, pois estoca o P aplicado via fertilização dos campos agrícolas, o aumento da concentração de P no solo aumenta a probabilidade de transporte de formas solúveis de P no escoamento superficial ou de formas associadas às partículas erodidas de argila e matéria orgânica, com diferentes forças de ligação (Pote et al., 1996; Schoumans et al., 2014). A transferência de P do solo para os cursos de água depende de vários fatores, entre eles, precipitação, cobertura vegetal, tipo de solo e práticas de manejo do solo e de fertilizantes (Sharpley et al., 2001). A variação temporal e espacial desses fatores aumenta o nível de complexidade dessas interações tornando a perda de P difusa e de difícil identificação (Butler, et al., 2010; White et al., 2010; Marjerison et al., 2011; Reid, 2011; Bolster et al., 2014).

O P total perdido via ES é composto de P solúvel (P_{SOL}) que está prontamente disponível para os organismos aquáticos, e P particulado (P_{PAR}) que devido ao forte efeito de adsorção da fração argila apresenta diferentes graus de biodisponibilidade e pode ser separado em P particulado biodisponível ($P_{\text{PAR(bio)}}$) e P particulado não biodisponível ($P_{\text{PAR(ñbio)}}$) (Meyers e Pierzynski, 2009; Haygarth e Sharpley, 2000). As diferentes formas de P identificam a quantidade de P imediatamente disponível para os processos biológicos, portanto é essencial identificá-las para estimar com maior precisão o impacto das diferentes práticas de manejo agrícola nas perdas de P.

A agricultura conservacionista é um sistema de práticas agronômicas que inclui a redução de revolvimento do solo ou semeadura direta, cobertura orgânica permanente do solo por meio da retenção de resíduos de culturas e rotações de culturas, incluindo culturas de cobertura (Palm et al., 2014). Na prática o manejo conservacionista depende de uma série de limitações, a distribuição de chuva ao longo do ano e questões logísticas de disponibilidade de sementes e maquinário interfere diretamente na tomada de decisão do produtor rural. Embora a agricultura conservacionista tenha sido originalmente introduzida para regular a erosão eólica e hídrica, agora é considerado para fornecer múltiplos serviços ambientais como redução de gases de efeito estufa e sequestro de carbono (Baveye et al., 2011; Bayer et al., 2009; Bayer et al., 2016).

Práticas de manejo conservacionista, como a manutenção de palhada e semeadura direta, diminuem significativamente as perdas de P_{PAR} , por outro lado, esses sistemas apresentam uma maior suscetibilidade de perdas de P_{SOL} via ES, pois ocorre aumento da concentração de P na camada superficial do solo (Sharpley et al., 1992). Portanto, é necessário o desenvolvimento de ferramentas de gestão de P específicas em sistemas agropecuários para identificar o risco de perda de P, reduzindo os riscos de poluição dos cursos hídricos (Kleinman et al., 2011; Kleinman et al., 2015).

A demanda por ferramentas de gestão ambiental de P na agricultura levou ao desenvolvimento do índice de fósforo (P-index) (Lemunyon e Gilbert, 1993). O P-index é um modelo que assume que a perda de P em áreas agrícolas depende de múltiplos fatores, ao pesquisador é dada liberdade para definir o número de fatores e as variáveis responsáveis por indicá-los. Na versão original a vulnerabilidade dos campos agrícolas é estimada considerando o teor de P no solo, taxa e forma de aplicação das fontes minerais e orgânicas de P e as estimativas de escoamento superficial e erosão. Devido à liberdade na escolha dos fatores foram desenvolvidas diferentes versões de P-index, que se adaptam as bases de dados existentes e criam um índice aplicável para região de interesse (Pionke et al., 2000; Bechmann et al., 2005; Harmel et al., 2005; McDowell et al., 2005; Ou e Wang, 2008; Good et al., 2012; Perks et al., 2015). A falta de um padrão para o ajuste do P-index cria uma dificuldade para o desenvolvimento técnico, pois as diferentes versões são modeladas e ajustadas considerando critérios distintos e, portanto não podem ser comparadas (Buczko e Kuchenbuch, 2007; Sharpley et al., 2011).

O P-index tem cinco formas de ajuste tradicionais: fatores considerados (variáveis-fatores/ banco de dados); peso atribuído a cada fator (importância relativa da fator); classes de risco para cada fator (numero de classes e limite de classe); forma de calculo (somatório, multiplicatório e misto) e classes de vulnerabilidade (número de classes e limite de classe) (Buczko e Kuchenbuch, 2007). Os fatores são escolhidos pela correlação com as perdas de diferentes formas de P via escoamento superficial em chuva simulada (Delaune et al., 2004), pequenas parcelas (Butler, D. et al., 2010), monitoramento de bacias hidrográficas (Bolster et al., 2014) ou compondo as diferentes técnicas (Sharpley et al., 2001).

O tipo de informação utilizada para ajuste do P-index limita a sua escala de utilização (Heckrath et al., 2008). Em P-index ajustados em escala de bacia hidrográfica a base de dados deve contemplar monitoramento de volume e qualidade da água ao longo do tempo, o que possibilita verificar a hidrologia da bacia hidrográfica e associar às praticas de manejo do solo, cultural e de fertilidade, frente a diferentes eventos de chuva (Marjerison et al., 2011; Bolster et al., 2014; Sheshukov et al., 2016). As versões de P-index em escala de bacia hidrográfica muitas vezes são ajustadas em pequenas escalas e baseiam as estimativas de movimentação de P em outros modelos como SWAT ou RUSLE, que também necessitam de ajustes locais e específicos (White et al., 2010).

As bases de dados obtidas em pequenas parcelas ou chuva simulada expressam a vulnerabilidade de perda de P associada aos atributos do campo agrícola. Como exemplo de modelos simplificados de vulnerabilidade temos o limite crítico ambiental, que busca um teor de P crítico, onde os incrementos de P no solo aumentam exponencialmente a concentração de P em solução (Nair, 2014; Gatiboni et al., 2015 e Abboud et al., 2017). Os valores são utilizados como recomendação para evitar que os campos agrícolas aumentem sua vulnerabilidade de perda de P baseado em uma análise que é realizada anualmente pelos agricultores, o que facilita e difunde sua utilização (Dari et al., 2018). Portanto o P-index em escala de campo agrícola é uma tentativa de melhorar os modelos simplificados, compondo um resultado multicritério.

A análise de componentes principais (ACP) permite condensar a maior quantidade da informação original contida em n variáveis (>3) em duas ou mais variáveis latentes ortogonais, denominadas componentes principais (CP) (Candès et al., 2011). A ACP decompõe a matriz de correlação e extrai os principais sentidos de

variação e a importância de cada variável original (Jolliffe e Cadima, 2016), podendo fornecer uma função de fácil aplicação para classificar o potencial de perda de fósforo em campos agrícolas (Kaiser e Dickman, 1962).

Na ciência do solo foram desenvolvidos índices de respiração microbiana (Garcia et al., 1997), geoacumulação de metais pesados (Loska e Wiechuła, 2003; Zhiyuan et al., 2011), políticas públicas (Arias et al., 2017), erodibilidade (Deka e Dutta, 2016), qualidade do solo (Askari e Holden, 2014; D'hose et al., 2014; Rahmanipour et al., 2014) e fertilidade (Jager et al., 2015; Miatto et al., 2016; Valença et al., 2017) utilizando a ACP. O número de índices desenvolvidos com auxílio de ACP demonstra a robustez e versatilidade dessa análise multivariada. Ainda como vantagem em relação às formas convencionais de ajuste a utilização de ACP permite a classificação do P-index em um espaço multidimensional, aumentando a sensibilidade do índice às interações na base de dados.

Nesse contexto o objetivo geral desse estudo foi ajustar um índice de perda de P (P-index) para sistemas conservacionistas no Sul do Brasil, contemplando diferentes manejos do solo e sistemas de culturas em relevo ondulado, baseado em atributos de fácil obtenção.

O presente trabalho foi estruturado em três capítulos:

Capítulo 1: Índice de perda de fósforo (P-index) para sistemas de agricultura conservacionista utilizando atributos de fácil obtenção.

Capítulo 2: Avaliação de indicadores de infiltração da água no solo em Latossolo sob sistemas de agricultura conservacionista com diferentes manejos do solo e sistemas de culturas no Sul do Brasil.

Capítulo 3: Perdas de fósforo via escoamento superficial em Latossolo sob sistemas de agricultura conservacionista com diferentes manejos do solo e sistemas de culturas no Sul do Brasil.

1.1 REFERÊNCIAS

ABBOUD, F. Y.; MOTTA, A. C. V.; BARTH, G.; GOULARTE, G. D.; FAVARETTO, N. Mobility and Degree of Phosphorus Saturation in Oxisol under No-tillage after Long-Term Application of Dairy Liquid Manure. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 2017.

ARIAS, O. V.; GARRIDO, A.; VILLET, M.; TARQUIS, A. M. Homogenisation of a soil properties map by principal component analysis to define index agricultural insurance policies. **Geoderma**, 2017.

ASKARI, M. S.; HOLDEN, N. M. Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management. **Geoderma**, v. 230, p. 131-142, 2014.

BAYER, C.; DIECKOW, J.; AMADO, T. J. C.; ELTZ, F. L. F.; VIEIRA, F. C. B. Cover crop effects increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 40, n. 9-10, p. 1499-1511, 2009.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 161, p. 86-94, 2016.

BAVEYE, P. C.; RANGEL, D.; JACOBSON, A. R.; LABA, M.; DARNAULT, C.; OTTEN, W.; RADULOVICH, R.; CAMARGO, F. A. From dust bowl to dust bowl: soils are still very much a frontier of science. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 6, p. 2037-2048, 2011.

BECHMANN, M.; KROGSTAD, T.; SHARPLEY, A. A phosphorus Index for Norway. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science**, v. 55, n. 3, p. 205-213, 2005/09/01 2005.

BOLSTER, C. H.; HORVATH, T.; LEE, B. D.; MEHLHOPE, S.; HIGGINS, S.; DELGADO, J. A. Development and testing of a new phosphorus index for Kentucky. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 3, p. 183-196, May 1, 2014 2014.

BUCZKO, U.; KUCHENBUCH, R. O. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe—a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 170, n. 4, p. 445-460, 2007.

BUTLER, D.; FRANKLIN, D.; CABRERA, M.; RISSE, L.; RADCLIFFE, D.; WEST, L.; GASKIN, J. Assessment of the Georgia Phosphorus Index on farm at the field scale for grassland management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 65, n. 3, p. 200-210, 2010.

BUTLER, D. M.; FRANKLIN, D. H.; CABRERA, M. L.; RISSE, L. M.; RADCLIFFE, D. E.; WEST, L. T.; GASKIN, J. W. Assessment of the Georgia Phosphorus Index on farm at the field scale for grassland management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 65, n. 3, p. 200-210, May 1, 2010 2010.

CANDÈS, E. J.; LI, X.; MA, Y.; WRIGHT, J. Robust principal component analysis? **Journal of the ACM (JACM)**, v. 58, n. 3, p. 11, 2011.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **J. Environ. Qual**, v. 27, p. 261-266, 1998.

D'HOSE, T.; COUGNON, M.; DE VliegHER, A.; VANDECASTEELE, B.; VIAENE, N.; CORNELIS, W.; VAN BOCKSTAELE, E.; REHEUL, D. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. **Applied soil ecology**, v. 75, p. 189-198, 2014.

DARI, B.; NAIR, V. D.; SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P.; FRANKLIN, D.; HARRIS, W. G. Consistency of the Threshold Phosphorus Saturation Ratio across a Wide Geographic Range of Acid Soils. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 1, n. 1, 2018.

DEKA, B.; DUTTA, M. Principal component analysis of soil properties in assessing erodibility indices in the Northern Brahmaputra plains of Assam. **Principal component analysis of soil properties in assessing erodibility indices in the 277 Northern Brahmaputra plains of Assam**, v. 15, n. 4, p. 277-283, 2016.

DELAUNE, P. B.; MOORE, P. A.; CARMAN, D. K.; SHARPLEY, A. N.; HAGGARD, B. E.; DANIEL, T. C. Development of a phosphorus index for pastures fertilized with poultry litter—Factors affecting phosphorus runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 6, p. 2183-2191, 2004.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 28, n. 1-2, p. 123-134, 1997.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. D. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015.

GOOD, L. W.; VADAS, P.; PANUSKA, J. C.; BONILLA, C. A.; JOKELA, W. E. Testing the Wisconsin Phosphorus Index with Year-Round, Field-Scale Runoff Monitoring. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1730-1740, 2012.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. Terminology for phosphorus transfer. **Journal of environmental quality**, v. 29, n. 1, p. 10-15, 2000.

HARMEL, R.; TORBERT, H.; DELAUNE, P.; HAGGARD, B.; HANEY, R. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 60, n. 1, p. 29-42, 2005.

HECKRATH, G.; BECHMANN, M.; EKHOLM, P.; ULÉN, B.; DJODJIC, F.; ANDERSEN, H. E. Review of indexing tools for identifying high risk areas of

phosphorus loss in Nordic catchments. **Journal of Hydrology**, v. 349, n. 1-2, p. 68-87, 2008.

HUANG, J.; XU, C.-C.; RIDOUTT, B. G.; WANG, X.-C.; REN, P.-A. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179, 2017.

JAGER, M. M.; RICHARDSON, S. J.; BELLINGHAM, P. J.; CLEARWATER, M. J.; LAUGHLIN, D. C. Soil fertility induces coordinated responses of multiple independent functional traits. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 374-385, 2015.

JOLLIFFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: a review and recent developments. **Phil. Trans. R. Soc. A**, v. 374, n. 2065, p. 20150202, 2016.

KAISER, H. F.; DICKMAN, K. Sample and population score matrices and sample correlation matrices from an arbitrary population correlation matrix. **Psychometrika**, v. 27, n. 2, p. 179-182, 1962.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R.; TAO, L.; BERGSTROM, L.; ZHU, Q. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and soil**, v. 349, n. 1-2, p. 169-182, 2011.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; BERGSTRÖM, L.; JOHNSON, L. T.; DOODY, D. G. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297-310, 2015.

LIU, J.; HU, Y.; YANG, J.; ABDI, D.; CADE-MENUN, B. J. Investigation of soil legacy phosphorus transformation in long-term agricultural fields using sequential fractionation, P K-edge XANES and solution P NMR spectroscopy. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 1, p. 168-176, 2014.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993.

LOSKA, K.; WIECHUŁA, D. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 723-733, 2003.

MARJERISON, R. D.; DAHLKE, H.; EASTON, Z. M.; SEIFERT, S.; WALTER, M. T. A Phosphorus Index transport factor based on variable source area hydrology for New York State. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 66, n. 3, p. 149-157, May 1, 2011.

MEYERS, R.; PIERZYNSKI, G. Using the iron oxide method to estimate bioavailable phosphorus in runoff. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. Southern Cooperative Series Bulletin**, n. 408, p. 118-121, 2009.

MCDOWELL, R. W.; MONAGHAN, R. M.; WHEELER, D. Modelling phosphorus losses from pastoral farming systems in New Zealand. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 48, n. 1, p. 131-141, 2005.

MIATTO, R. C.; WRIGHT, I. J.; BATALHA, M. A. Relationships between soil nutrient status and nutrient-related leaf traits in Brazilian cerrado and seasonal forest communities. **Plant and soil**, v. 404, n. 1-2, p. 13-33, 2016.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, p. 6, 2014.

OU, Y.; WANG, X. Identification of critical source areas for non-point source pollution in Miyun reservoir watershed near Beijing, China. **Water Sci Technol**, v. 58, n. 11, p. 2235-41, 2008.

PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; DECLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 187, p. 87-105, 2014.

PERKS, M.; OWEN, G.; BENSKIN, C. M. H.; JONCZYK, J.; DEASY, C.; BURKE, S.; REANEY, S.; HAYGARTH, P. M. Dominant mechanisms for the delivery of fine sediment and phosphorus to fluvial networks draining grassland dominated headwater catchments. **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 178-190, 2015.

PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 4, p. 325-335, 2000.

PENN, C.; MCGRATH, J.; BOWEN, J.; WILSON, S. Phosphorus removal structures: A management option for legacy phosphorus. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 2, p. 51A-56A, 2014.

POTE, D.; DANIEL, T.; MOORE, P.; NICHOLS, D.; SHARPLEY, A.; EDWARDS, D. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 3, p. 855-859, 1996.

RAHMANIPOUR, F.; MARZAIOLI, R.; BAHRAMI, H. A.; FEREIDOUNI, Z.; BANDARABADI, S. R. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. **Ecological Indicators**, v. 40, p. 19-26, 2014.

REID, D. K. A modified Ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, n. 3, p. 455-466, 2011.

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P. S.; WITHERS, P. J. A.; TELES, A. P. B.; HERRERA, W. F. B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

SCHOUMANS, O.; CHARDON, W.; BECHMANN, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; HOFMAN, G.; KRONVANG, B.; RUBÆK, G. H.; ULÉN, B.; DORIOZ, J.-M. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 1255-1266, 2014.

SHARPLEY, A.; MENZEL, R. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S.; JONES, O.; BERG, W.; COLEMAN, G. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, n. 1, p. 30-35, 1992.

SHARPLEY, A.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: lessons from the USA and China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 9, p. 1770-1782, 2014.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; HEATHWAITE, A. L.; GBUREK, W. J.; WELD, J. L.; FOLMAR, G. J. Integrating Contributing Areas and Indexing Phosphorus Loss from Agricultural Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 4, p. 1488-1496, 2008.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R. Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 4, p. 945-952, 2011.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; WELD, J. L.; KLEINMAN, P. J. A. Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 6, p. 2026-2036, 2001.

SHESHUKOV, A. Y.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; SINNATHAMBY, S.; DAGGUPATI, P. Pasture BMP effectiveness using an HRU-based subarea approach in SWAT. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 276-284, 2016.

SHORE, M.; JORDAN, P.; MELLANDER, P.-E.; KELLY-QUINN, M.; WALL, D.; MURPHY, P.; MELLAND, A. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 405-415, 2014.

VALENÇA, A. W.; VANEK, S. J.; MEZA, K.; CCANTO, R.; OLIVERA, E.; SCURRAH, M.; LANTINGA, E. A.; FONTE, S. J. Land use as a driver of soil fertility and biodiversity across an agricultural landscape in the Central Peruvian Andes. **Ecological Applications**, 2017.

WHITE, M. J.; STORM, D. E.; BUSTEED, P. R.; SMOLEN, M. D.; ZHANG, H.; FOX, G. A. A quantitative phosphorus loss assessment tool for agricultural fields. **Environmental Modelling & Software**, v. 25, n. 10, p. 1121-1129, 2010.

WITHERS, P.; HAYGARTH, P. Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European perspective. **Soil Use and Management**, v. 23, n. s1, p. 1-4, 2007.

ZHIYUAN, W.; DENG FENG, W.; HUIPING, Z.; ZHIPING, Q. Assessment of soil heavy metal pollution with principal component analysis and geoaccumulation index. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, p. 1946-1952, 2011.

2 CAPÍTULO 1: ÍNDICE DE PERDA DE FÓSFORO (P-INDEX) PARA SISTEMAS DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA UTILIZANDO ATRIBUTOS DE FÁCIL OBTENÇÃO

2.1 RESUMO

O transporte de fósforo (P) de campos agrícolas para a água é uma preocupação mundial, por isso é importante desenvolver ferramentas para ajudar os agricultores e técnicos de campo nas melhores práticas de gestão. O P-index é um modelo internacional que combina fatores de transporte e fonte de P para estimar uma escala de vulnerabilidade de perda de P dos campos agrícolas. O objetivo desse trabalho é desenvolver e testar uma versão de P-index ajustada com análise de componentes principais possibilitando a obtenção da vulnerabilidade de perda de P utilizando atributos do solo de fácil obtenção para sistemas conservacionistas no Sul do Brasil. Para isso foi desenvolvido um experimento com chuva simulada em 10 campos agrícolas sob Latossolos com declividades entre 9 e 16% e diferentes sistemas de culturas e de manejo do solo. Para cada campo foram feitas três observações ($n=30$). As observações foram divididas em dois grupos: grupo principal ($n=20$) e grupo de teste ($n=10$). Para a análise de componentes principais foi considerado a massa seca de cobertura (MSC), teor de carbono orgânico (CO), análise visual da estrutura do solo (VESS), teor de fósforo disponível (P_{DISP}) e teor de argila (Argila). As componentes principais significativas foram correlacionados com o coeficiente de escoamento (CES), taxa de infiltração final (if) e concentração e perdas de sedimentos totais (ST), fósforo total (P_{TOT}), fósforo particulado (P_{PAR}), fósforo solúvel (P_{SOL}) e fósforo biodisponível (P_{BIO}). A componente 1 explicou 49,3% da variação total dos fatores considerados e demonstrou forte dependência da MSC, CO, P_{DISP} e VESS. A componente 1 se correlacionou com aumento do CES, redução da if, aumento de concentração e perdas de ST e P_{PAR} e com perda de P_{TOT} e foi interpretada como “aumento do risco de transporte de P_{PAR} ”. A componente 2 explicou 21,3% da variação total e demonstrou forte dependência do CO, P_{DISP} e teor de argila. A componente 2 se correlacionou com o aumento das concentrações e perdas de P_{SOL} e P_{BIO} e com a redução de ST e foi interpretada como “aumento do risco de transporte de P_{SOL} ”. As componentes foram divididas em quatro classes de vulnerabilidade de perda de P (baixa, media, alta e muito alta) considerando o primeiro quartil, mediana e terceiro quartil. As distâncias euclidianas dos scores P-index obtidos para o grupo principal ($n=20$) e grupo de teste ($n=10$) foi em média 0,61 unidades demonstrando alta similaridade dos resultados, portanto, pode-se considerar que o modelo desenvolvido é capaz de estimar a vulnerabilidade de perda de P em novos campos agrícolas com manejo conservacionista do solo em condições similares ao da base de dados.

Palavras-chave: P-index, escala de campo, chuva simulada, poluição de água.

CHAPTER I: PHOSPHORUS INDEX (P-INDEX) FOR CONSERVATION AGRICULTURE SYSTEMS USING SIMPLE SOIL ATTRIBUTES

2.2 ABSTRACT

Phosphorus (P) transport from agricultural fields to water is a worldwide concern, so it is important to develop tools to help farmers and field staff for best management practices. The P-index is an international model combining factors of transportation and source of P to estimate a P loss scale of vulnerability of agricultural fields. The objective of this work was to develop and to test P-index adjusted with principal components analysis, allowing the obtainment of P loss vulnerability using simple soil attributes for conservation agriculture systems in Southern Brazil. Therefore, a simulated rainfall experiment with three repetitions was developed in 10 agricultural fields in Latossolos with slopes between 9 and 16% and under different soil management and crop systems. Three observations were made for each field ($n=30$). The observations were divided into two groups: main group ($n=20$) and test group ($n=10$). For the analysis of principal components were considered the dry mass of cover crop residue (CCR), organic carbon (OC), visual evaluation of soil structure (VESS), available P ($P_{\text{available}}$) and clay content (Clay). The significative principal components (PC) were correlated with runoff coefficient (RC), final infiltration rate (FIR), concentration and loss of total sediment (TS), total P (TP), soluble P (P_{SOL}), particulate P (P_{PAR}) and bioavailable P (P_{BIO}). PC1 explained 49.3% of the total variation of the considered factors and demonstrated strong dependence on MSC, CO, $P_{\text{available}}$ and VESS. PC1 was correlated with increased CES, reduced FIR, increased concentration and losses of TS and P_{PAR} , loss of P_{TOT} , and was interpreted as "increased risk of P_{PAR} transport". PC2 relates to the increase of concentrations and losses of P_{SOL} and P_{BIO} and reduction in TS and was interpreted as "increased risk of P_{SOL} transport". The components were divided into four classes of P loss vulnerability (low, medium, high and very high) considering the first quartile, median and third quartile. The Euclidean distances of the P-index scores obtained for the main group ($n=20$) and test group ($n=10$) were on average 0.61 units, demonstrating a high similarity of the results, therefore, it can be considered that the model developed is able to estimate the P loss vulnerability in new agricultural fields with conservation agricultural management of the soil in conditions similar to the database.

Key words: P-index, field scale, rainfall simulator, water pollution.

2.3 INTRODUÇÃO

A aplicação de fósforo (P) é um dos fatores responsáveis pelo aumento de produtividade na agricultura, no entanto, o P pode ser transportado da área agrícola até lagos e rios causando problemas ambientais (Sharpley e Menzel, 1987; Withers e Haygarth, 2007; Shore et al., 2014; Huang et al., 2017). O aumento de P nos ambientes aquáticos desencadeia o processo de eutrofização que reduz o oxigênio dissolvido causando uma diminuição significativa de biodiversidade (Carpenter et al., 1998; Correll, 1998).

Do ponto de vista da perda de P o solo é a fonte de poluição, pois estoca o P aplicado via fertilização que pode ser transportado do solo dissolvido no escoamento superficial ou associado às partículas erodidas de argila e matéria orgânica, com diferentes forças de ligação (Pote et al., 1996; Schoumans et al., 2014). A transferência de P do solo para os cursos de água depende de vários fatores, entre eles, precipitação, cobertura vegetal, tipo de solo e práticas de manejo do solo e de fertilizantes (Sharpley e Wang, 2014). A variação temporal e espacial desses fatores aumenta o nível de complexidade dessas interações tornando a perda de P difusa e de difícil identificação (Butler et al., 2010; White et al., 2010; Marjerison et al., 2011; Reid, 2011; Bolster et al., 2014). Portanto, é necessário o desenvolvimento de ferramentas de gestão de P específicas em sistemas agropecuários para identificar a vulnerabilidade de perda de P dos campos agrícolas, reduzindo os riscos de poluição dos cursos hídricos (Kleinman et al., 2011; Kleinman et al., 2015).

A demanda por ferramentas de gestão ambiental de P na agricultura levou ao desenvolvimento do P-index (índice de fósforo) (Lemunyon e Gilbert, 1993). O P-index é um modelo que combina múltiplos fatores para estimar uma escala de vulnerabilidade de perda de P em áreas agrícolas. Na versão original a vulnerabilidade dos campos agrícolas é estimada considerando o teor de P no solo, taxa e forma de aplicação das fontes minerais e orgânicas de P e as estimativas de escoamento superficial e erosão. Conforme recomendado pelos autores o P-index deve ser ajustado localmente para refletir condições fisiográficas, práticas de manejo e utilizar variáveis de fácil obtenção ou disponíveis em bancos de dados, o que levou ao desenvolvimento de diversas metodologias modificadas do P-index (Pionke et al., 2000; Harmel et al., 2005; Ou e Wang, 2008; Good et al., 2012; Perks et al., 2015).

O P-index é ajustado empiricamente em busca de uma função que classifique a vulnerabilidade das glebas agrícolas de acordo com os fatores

considerados (Bechmann et al., 2005). Os pesos para cada fator são obtidos considerando dados experimentais ou simplesmente conhecimento técnico buscando a relação com diferentes formas de perdas de fósforo do solo para o sistema aquático em diferentes ambientes. Desta forma as diferentes versões se adaptam as bases de dados existentes e criam um índice aplicável para região de interesse (Buczko e Kuchenbuch, 2007). A falta de um padrão para o ajuste do P-index cria uma dificuldade para o desenvolvimento técnico, pois as diferentes versões não podem ser comparadas (Buczko e Kuchenbuch, 2007; Sharpley et al., 2011).

O desenvolvimento de P-index expressa a vulnerabilidade de perda de P associada aos atributos do campo agrícola, sendo utilizado como ferramenta para evitar a poluição hídrica (Dari et al., 2018). Como exemplo de modelos simplificados de vulnerabilidade temos o limite crítico ambiental, que busca um teor de P crítico no solo, onde os incrementos de P aumentam exponencialmente a concentração de P em solução (Nair, 2014; Gatiboni et al., 2015 e Abboud et al., 2017). O P-index em escala de campo agrícola é uma tentativa de melhorar os modelos simplificados, compondo um resultado multicritério.

A análise de componentes principais (ACP) é uma técnica de análise multivariada que considera vários fatores e deles gera novas variáveis conhecidas como componentes principais (CP) (Rahmanipour et al., 2014; Jager et al., 2015; Deka e Dutta, 2016; Mukhopadhyay et al., 2016; Arias et al., 2017; Valença et al., 2017). As CP são índices ou funções estocásticas obtidas pela correlação entre múltiplos fatores o que permitem estimar os pesos do P-index de forma padronizada, além de fornecer uma função de fácil aplicação para classificar o potencial de perda de fósforo em campos agrícolas (Kaiser e Dickman, 1962).

O objetivo desse trabalho é desenvolver e testar uma versão de P-index ajustada com a análise de componentes principais possibilitando a obtenção da vulnerabilidade de perda de P utilizando atributos do solo de fácil obtenção em sistemas agrícolas conservacionistas com relevo ondulado no sul do Brasil.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Localização e caracterização da área experimental

O estudo foi realizado na estação experimental da Fundação ABC, situada no município de Ponta Grossa, região fisiográfica dos Campos Gerais, PR, Brasil (25°00'53"S e 50°09'07"W). O clima local é classificado como subtropical (Cfb) com

temperatura média anual de 17,8°C e precipitação média acumulada de 1517 mm ano⁻¹ (Kottek et al., 2006). O estudo foi conduzido de julho a outubro de 2015 em parcelas experimentais de pesquisa agrícola, e, portanto, conduzidas com rigor metodológico. A área de estudo abrange uma faixa de topo e de meia encosta com declividades variando de 9 a 16% (relevo ondulado) e solo classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico. As declividades das unidades experimentais estão descritas na Tabela 1.

2.4.2 Unidade experimental

O experimento consistiu na aplicação de chuva simulada em 10 campos agrícolas com diferentes sistemas de culturas e manejo do solo com três repetições ($n=30$ parcelas experimentais). Cada unidade experimental foi delimitado por uma chapa de zinco removível de 1 m², com 0,1 m de altura e introduzida a 0,05 m de profundidade, com uma calha coletora de escoamento superficial em sua parte inferior (Kinnell, 2016). Na Tabela 1 são descritos os sistemas avaliados, o registro fotográfico, descrição detalhada das culturas ao longo do tempo estão nos Anexos 1 (pg. 130-137) e 3 (pg. 140-160). As estimativas da taxa de adubação fosfatada foram feitas considerando a variação de culturas ao longo do tempo e a descrição detalhada encontra-se no Anexo 2 (pg. 138-139).

Tabela 1. Manejo do solo e sistema de culturas nos campos agrícolas utilizados no estudo com chuva simulada.

Campo Agrícola	Descrição
P1	Área experimental em Latossolo Bruno com 9% de declividade, desde o inverno de 2012 (4 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 97,5 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 20 a 24 de junho de 2016 sobre resíduo de milho, quatro meses após a colheita mecanizada (antes do plantio da cultura de inverno). A área encontrava-se com baixa cobertura do solo (resíduo da colheita do milho) e presença visível de selamento superficial devido à ocorrência de chuvas naturais consecutivas.
P2	Área experimental em Latossolo Bruno com 7% de declividade, desde o verão de 2007 (9 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada

	<p>semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja, milho e feijão no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, feijão, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 86,7 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 7 a 10 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecamento), porém com solo compactado pelo tráfego intenso de máquinas e pessoas por ser uma área constantemente utilizada em eventos de extensão (dias de campo), portanto, essa área com chuva simulada representa uma particularidade desse sistema de uso e manejo do solo.</p>
P3	<p>Área experimental em Latossolo Bruno com 8% de declividade, desde o verão de 2007 (9 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 76,7 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 11 a 14 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecamento), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.</p>
P4	<p>Bordadura de uma área experimental em Latossolo Vermelho com 11% de declividade, desde o verão de 2010 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja, milho e feijão no verão e trigo e aveia preta durante o inverno. Devido essa área estar na bordadura de uma área experimental ela não recebe adubação completa e apresenta um baixo desenvolvimento de plantas em relação à área dentro da parcela. A chuva simulada foi aplicada de 17 a 18 de outubro de 2016 sobre resíduo de milho, oito meses após a colheita. A área encontrava-se com baixa cobertura do solo (resíduo da colheita de milho), baixa fertilidade do solo e alta compactação causada pelo tráfego intenso de máquinas (área de manobra de máquinas), portanto essa área representa uma particularidade desse sistema de uso e manejo do solo. Essa área foi escolhida como referência de um ambiente altamente degradado para ampliar o banco de dados referente aos fatores relacionados à perda de P via escoamento superficial.</p>
P5	<p>Área experimental em Latossolo Bruno com 11% de declividade, desde o inverno de 2010 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes</p>

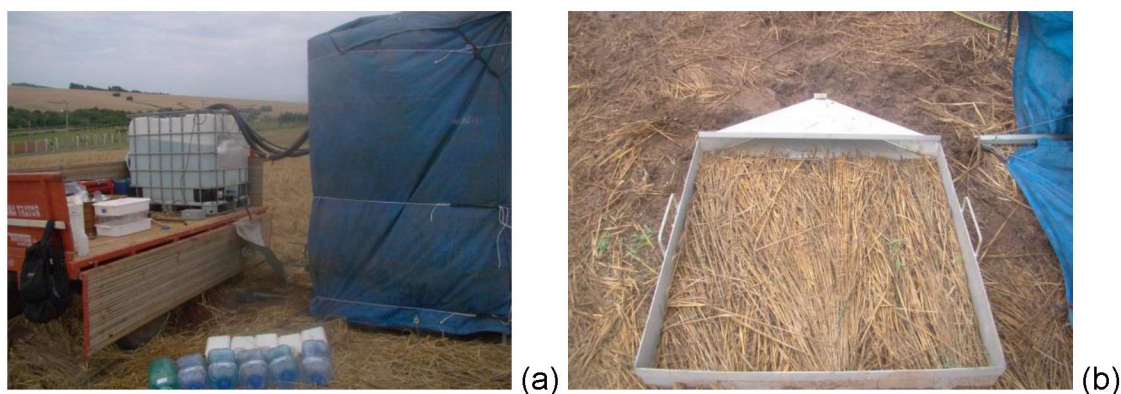
	de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo, aveia branca e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 125 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 19 a 24 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecação), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P6	Área experimental em Latossolo Bruno com 12% de declividade, desde o inverno de 2011 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 108 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 27 a 28 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecação), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P7	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 8% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema convencional (SC) com aração de discos a 20 cm de profundidade e duas gradagens de disco a 12 cm, antes de cada cultivo de inverno e de verão. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 4 a 9 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P8	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 9% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de cultivo mínimo (SC _{MIN}) com gradagem pesada a 15 cm de profundidade seguida de uma leve a 12 cm, antes de cada cultivo de inverno e de verão. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo,

	<p>aveia branca, tremço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremço, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 10 a 11 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.</p>
P9	<p>Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 10% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremço, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 14 a 15 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.</p>
P10	<p>Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 7% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de plantio direto escarificado (SPD_{ESC}) com dessecação por glifosato antes de cada semeadura e escarificação a 30 cm de profundidade a cada três anos antes da semeadura da cultura de inverno. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremço, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 16 a 18 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.</p>

2.4.3 Chuva simulada e coleta de escoamento superficial (ES)

O simulador de chuva foi instalado a 2,4 m do solo em uma estrutura de metal transportável. A estrutura teve seu entorno protegido para evitar interferência dos ventos (Nešpor e Sevruck, 1999) (Figura 1a). O simulador utilizado foi do tipo nozzle, equipado com bico vejeet 80.100, programado para aplicar uma intensidade constante de chuva de 60 mm h^{-1} com pressão de 32 Kpa (Meyer e Mccune, 1958). A intensidade de chuva de 60 mm h^{-1} corresponde à intensidade máxima de chuva provável para um evento de 60 minutos com um tempo de retorno de 20 anos para região de Ponta Grossa.

Figura 1. Simulador protegido durante o teste de infiltração (a) e unidade experimental instalada em campo (b).



O início do escoamento superficial foi identificado visualmente e a coleta do escoamento superficial foi realizada em intervalos de tempo de 1, 2, 5 e 10 min, cada intervalo se repetiu cinco vezes antes de se adotar o intervalo imediatamente superior (De Almeida et al., 2018). As coletas com intervalo de 10 minutos se repetiram até a estabilização do escoamento superficial (medição de três volumes iguais). O volume de escoamento superficial coletado em cada intervalo de tempo foi medido com proveta graduada de 1 L.

Para as análises do escoamento superficial foi coletada uma amostra composta de 0,5 L nos intervalos de 0-9, 10-20, 21-30, 31-60 e 61-90 minutos em recipientes plásticos. As amostras foram imediatamente congeladas para preservar sua composição química.

2.4.4 Variáveis analisadas

A coleta das variáveis foi realizada individualmente para cada unidade experimental (1 m^2). As variáveis analisadas foram divididas em “Fatores P-index” (fácil obtenção) e “Fatores Correlacionados” (difícil obtenção).

2.4.5 Fatores P-index (fácil obtenção)

Todos os fatores foram obtidos dentro da parcela experimental (1 m^2) no período de 3 a 5 dias após a aplicação de chuva simulada (Figura 1b).

2.4.5.1 Massa seca de cobertura do solo

A massa seca de cobertura do solo (MSC) foi mensurada em cada unidade experimental retirando duas sub-amostras de $0,04 \text{ m}^2$ cada de cobertura morta (8% área total). A amostra composta foi seca em estufa a 60°C por 48h (Gregory, 1982). A massa seca foi aferida em balança de precisão e convertida para área de 1 m^2 .

2.4.5.2 Teor de argila, P disponível e carbono orgânico

Foram coletadas amostras deformadas com trado calador nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,1 e 0,1-0,2 m. Cada amostra foi composta por 10 sub-amostras retiradas no sentido do declive. A amostra composta foi peneirada em malha de 2 mm e seca em estufa de circulação forçada a 45°C . O teor de argila (Argila) foi obtido pelo método do densímetro (Bouyoucos, 1962). O P disponível (P_{DISP}) foi determinado pelo método da resina (Raij et al., 2001). O carbono orgânico (CO) foi determinado pelo método da combustão seca (Guidi et al., 2014). O resultado da camada de 0 a 0,2 m foi obtido pela média de cada atributo ponderada pela espessura da camada.

2.4.5.3 Análise visual da estrutura do solo

No centro de cada unidade experimental foi realizada análise visual da estrutura do solo (Visual Evaluation of Soil Structure - VESS) (Ball et al., 2007). Para isso foi retirado um monólito de solo com aproximadamente 0,2 de largura, 0,15 de espessura e 0,25 m de profundidade. O monólito foi estratificado em camadas homogêneas de estrutura e classificado com score entre 1 (estrutura conservada) e 5 (estrutura muito compactada) (Askari et al., 2013). O resultado final foi obtido pela média do score ponderado pela espessura de cada camada.

2.4.6 Fatores correlacionados (difícil obtenção)

Os fatores correlacionados são variáveis de difícil obtenção que representam os processos de escoamento superficial, infiltração e as perdas de diferentes formas de fósforo via escoamento superficial.

2.4.6.1 Coeficiente de escoamento superficial

Ao final de cada chuva simulada foi utilizado uma superfície de metal que cobre toda a unidade experimental para medição da lâmina precipitada. A lâmina precipitada foi obtida pela média de cinco medições consecutivas de um minuto. O coeficiente de escoamento superficial (CES) foi calculado considerando a lâmina escoada em todo período de tempo dividido pela lâmina precipitada (Cerdà et al., 2016).

2.4.6.2 Taxa de infiltração final

A taxa de infiltração (i) em cada período de tempo foi calculada considerando a lâmina precipitada menos a escoada. A infiltração acumulada (I) foi obtida acumulando a i em cada intervalo de tempo. A infiltração acumulada observada em campo foi utilizada para ajustar o modelo de Horton (Horton, 1939) (Eq. 1). O ajuste foi feito considerando os valores observados e estimados de I ao longo do tempo, como descrito por Assouline (2013). As variáveis de ajuste do modelo de Horton (i_f , i_0 e β) foram estimadas utilizando regressão não linear (Gauss-Newton) utilizando o pacote “nlmrt” no programa R-CRAN (Nash e Nash, 2012). O ajuste teve como objetivo a redução da raiz do erro médio ao quadrado (RMSE) entre a infiltração acumulada observada em campo e estimada pelo modelo de Horton. A i_f foi obtida no processo de ajuste.

$$I(t)_j = i_f \times t_j + \frac{(i_0 - i_f)}{\beta} [1 - e^{-\beta t}] \quad \text{Eq.1}$$

Sendo: $I(t)_j$ – infiltração acumulada em função do tempo do evento de precipitação no j -ésimo intervalo de tempo (mm hora^{-1}); t_j – j -ésimo intervalo de tempo (horas); i_f – taxa final de infiltração aparente estimada (mm hora^{-1}); i_0 – taxa inicial de infiltração estimada; e β – variável empírica.

2.4.6.3 Concentração de sedimentos totais e formas de fósforo no escoamento superficial

Para determinar a concentração de sedimentos totais (ST) foi retirada uma alíquota de 50 mL de escoamento superficial e levada à estufa 105° C até massa constante (APHA, 1995). O P total (P_{TOT}) foi extraído em amostras de água não filtradas por digestão com ácido nítrico e ácido clorídrico, pelo método do micro-ondas, USEPA 3015a (USEPA, 2007). O P solúvel (P_{SOL}) foi determinado em amostras filtradas em malha de 0,45 micrômetros. O P biodisponível (P_{BIO}) foi extraído em amostra não filtrada pelo método da membrana impregnada com ferro e ácido sulfúrico 0,2 N (Meyers e Pierzynski, 2009). As determinações das concentrações de P nos extratos de P_{TOT} , P_{SOL} e P_{BIO} foram realizadas em espectroscopia de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP). O P particulado (P_{PAR}) foi obtido pela diferença entre P_{TOT} e P_{SOL} (Haygarth e Sharpley, 2000).

Para cálculo da concentração média ponderada de sedimentos totais e formas de P no escoamento superficial foi considerado a concentração e o escoamento para cada intervalo de tempo (Eq. 2).

$$[ST \text{ ou } P_{xxx}] = \sum_{j=1}^n \left(\frac{[ST \text{ ou } P_{xxx}]_j \times ES_j}{ES_t} \right) \quad \text{Eq. 2}$$

Sendo: $[ST \text{ ou } P_{xxx}]$ – concentração média ponderada de sedimentos totais ou formas de fósforo no escoamento superficial ($g L^{-1}$ ou $mg L^{-1}$); n – número de intervalos de tempo; $[ST \text{ ou } P_{xxx}]_j$ – concentração de sedimentos totais ou formas de fósforo no escoamento superficial no j-ésimo intervalo de tempo ($g m^{-2}$ ou $mg m^{-2}$); ES_j – escoamento superficial mensurada no j-ésimo intervalo de tempo (L ou mm); ES_t – escoamento superficial total (L ou mm).

2.4.6.4 Perdas acumuladas de sedimentos e formas de fósforo no escoamento superficial

As perdas foram calculadas considerando a concentração de sedimentos totais, formas de fósforo e volume de escoamento superficial em cada intervalo de tempo (Eq. 3).

$$ST \text{ ou } P_{xxx} = \sum_{j=1}^n ([ST \text{ ou } P_{xxx}]_j \times ES_j) \quad \text{Eq. 3}$$

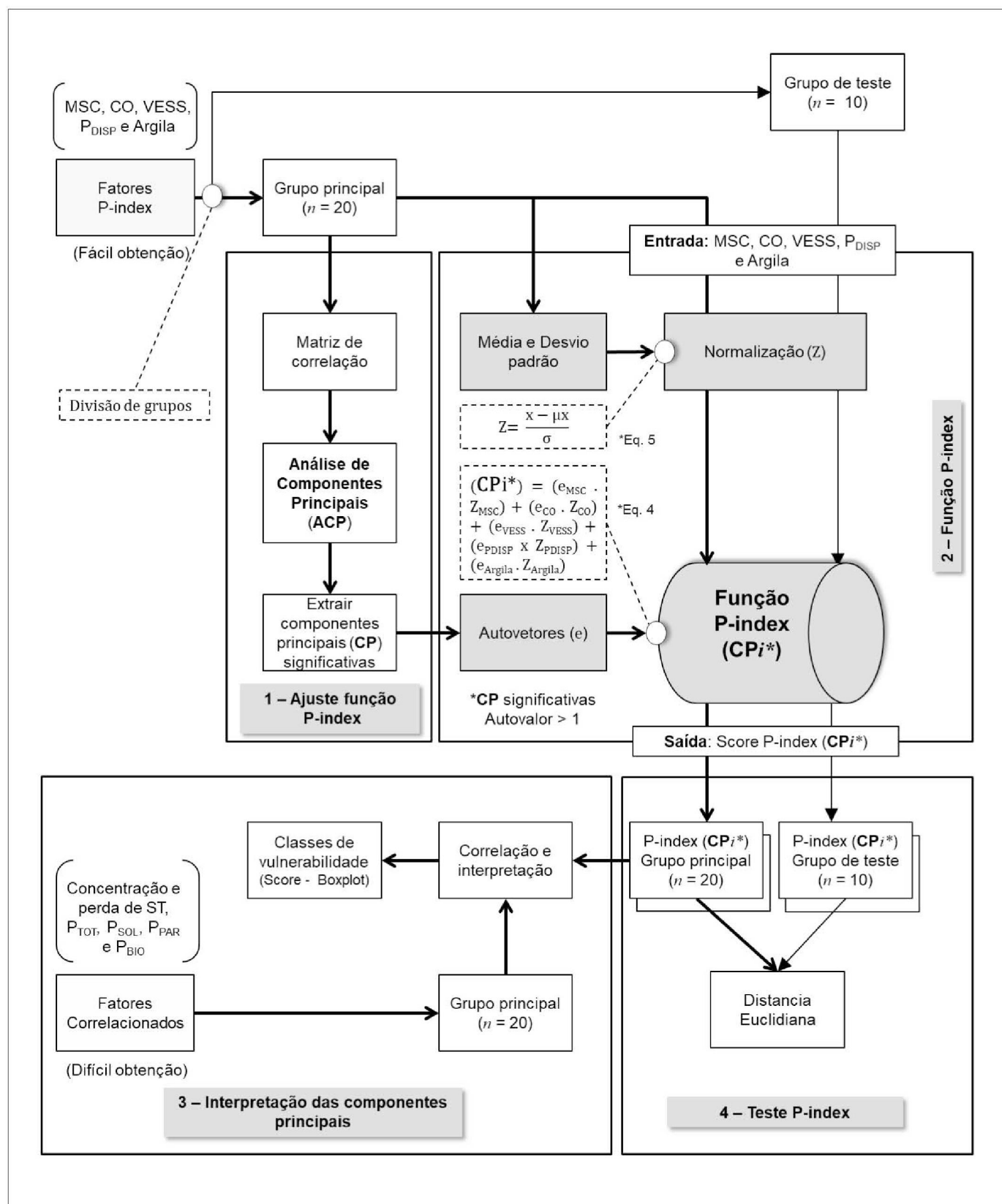
Sendo: ST ou P_{xxx} – perdas acumuladas de sedimentos ou formas de fósforo via escoamento superficial (g e mg m^{-2}); n – número de intervalos de tempo; $[ST \text{ ou } P_{xxx}]_j$ – concentração de sedimentos ou formas de fósforo no escoamento superficial no j-ésimo intervalo de tempo (g e mg L^{-1}); ES_j – escoamento superficial mensurado no j-ésimo intervalo de tempo (L ou mm).

2.4.7 Obtenção do P-index

Em análise previa foi verificado a variação associada às variáveis de fácil obtenção das quais foram selecionadas 5 para ajuste do P-index: MSC, CO, VESS, P_{DISP} e Argila. As variáveis de fácil obtenção foram agrupadas na matriz “Fatores P-index” (5 fatores x 30 unidades experimentais). Portanto, os “Fatores P-index” representaram os fatores de transporte (MSC, CO, VESS) e os fatores de fonte (P_{DISP} e argila), considerando o exposto no P-index original descrito por Lemenon e Gilbert (1994). As variáveis analisadas de difícil obtenção: CES, if, concentração e perdas de ST, P_{TOT} , P_{SOL} , P_{PAR} e P_{BIO} foram agrupados na matriz “Fatores correlacionados” (12 fatores x 30 unidades experimentais) e representam os processos de infiltração, escoamento superficial e as perdas de solo, material orgânico e diferentes formas de P durante o evento de chuva simulada.

Para a obtenção do P-index foi utilizado um “Grupo principal” de amostras utilizando 20 unidades experimentais ($n=20$). Para teste do P-index foi utilizado um “Grupo de teste” com 10 unidades experimentais ($n=10$). Portanto das três unidades experimentais em cada campo agrícola foram retiradas duas amostras para o Grupo principal ($n=20$) e uma para o Grupo de teste ($n=10$). A Figura 2 representa esquematicamente as etapas de obtenção do P-index constituídas pelo ajuste e teste do P-index.

Figura 2. Fluxograma para ajuste e teste do P-index.



2.4.7.1 Ajuste da função P-index

A descrição detalhada da metodologia da análise de componentes principais (ACP) utilizada estão no Anexo 4 (pg. 161-164).

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada considerando a matriz Fatores P-index do Grupo principal (n = 20). Os autovalores e autovetores associados a cada componente principal (CP) foram obtidos pela resolução da equação característica da ACP (Kaiser e Dickman, 1962; Abdi e Williams, 2010) utilizando o pacote “MVar.pt” do programa R-CRAN (Ossani et al., 2017). As CPs significativas foram definidas pelo autovalor maior que 1 como descrito por Deka e Dutta (2016). Para cada CP significativa foram extraídos os autovetores associados a cada Fator P-index. Os autovetores foram utilizados para gerar a Função P-index das CPs significativas como descrito por Kaiser e Dickman (1962) (Eq.4). Para maiores detalhes da análise de componentes principais consultar o Anexo 2: -

$$\text{Função P-index (CP}_i\text{)} = (e_{\text{MSC}} \times Z_{\text{MSC}}) + (e_{\text{CO}} \times Z_{\text{CO}}) + (e_{\text{VESS}} \times Z_{\text{VESS}}) + (e_{\text{PDISP}} \times Z_{\text{PDISP}}) + (e_{\text{Argila}} \times Z_{\text{Argila}}) \quad \text{Eq. 4}$$

Sendo: Função P-index (PC_i) – score P-index para a i-ésima componente principal significativa; e – autovetor associado (MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); CO – carbono orgânico (g dm⁻³); VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional); P_{DISP} – fósforo disponível extraído por resina (mg dm⁻³) e Argila – teor de argila (g kg⁻¹)); Z – Fator P-index normalizado (MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); CO – carbono orgânico (g dm⁻³); VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional); P_{DISP} – fósforo disponível extraído por resina (mg dm⁻³) e Argila – teor de argila (g kg⁻¹)).

A função P-index foi aplicada individualmente para cada unidade experimental utilizando a Eq. 4 ajustada as CPs significativas. Para reduzir o efeito de escala entre os Fatores P-index, as entradas no modelo foram normalizadas pela Eq. 5. Para normalização foi considerado a média e desvio padrão do Grupo principal (n= 20) (Figura 2).

$$Z = \frac{X - \mu X}{\sigma} \quad \text{Eq. 5}$$

Sendo: Z – variável normalizada; X – variável original; μX – média da variável original e σ – desvio padrão da variável original.

2.4.7.2 Interpretação das componentes principais

Para a interpretação das componentes principais foi obtido o score P-index para o grupo principal considerando a função P-index ajustada anteriormente. O score P-index obtido para as unidades experimentais do Grupo principal foi correlacionado com as amostras do Grupo principal da matriz “Fatores correlacionados”. A probabilidade (p) de independência entre as variáveis analisadas e as CPs foi estimada pelo teste t considerando intervalos de confiança 90% (*), 95% (**) e 99% (***). A variação do intervalo de confiança foi utilizada pelo caráter exploratório da pesquisa. As análises foram realizadas utilizando pacote “agricolae” do programa R-CRAN (De Mendiburu, 2014).

2.4.7.3 Classes de vulnerabilidade

Foi realizada a análise descritiva dos scores das CPs significativas. O intervalo de classes foi obtido considerando o primeiro quartil, mediana e terceiro quartil, portanto leva em consideração a distribuição do score P-index obtidos para cada unidade experimental do Grupo principal (n = 20). Para cálculo foram utilizados as funções genericas “describe” e “quantile” do programa R-CRAN.

2.4.7.4 Teste do P-index

Para teste da função P-index ajustada foi utilizado o Grupo teste (n = 10). As variáveis de fácil obtenção do Grupo de teste (n = 10) foram normalizadas pela Eq. 5 considerando a média e desvio padrão do Grupo principal (n = 20). Foi obtida uma matriz de distancia euclidiana para os scores obtidos para o Grupo principal (n = 20) e o Grupo de teste (n = 10). Para o calculo foi utilizado o pacote “Cluster” do programa R-CRAN (Langfelder et al., 2007).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.5.1 Base de dados

Os Fatores P-index, principalmente MSC, VESS e P_{DISP} utilizados para o ajuste da Função P-index apresentaram elevado coeficiente de variação (CV), pois a base de dados é composta de observações discrepantes para gerar um gradiente estatístico entre as diferentes condições (Tabela 2). Os valores de MSC variaram de 0,54 a 2,20 kg m² (media de 1,3 kg m²), ou seja de 5,4 a 22 Mg ha (media de 13,1 Mg ha), caracterizando uma boa cobertura do solo. De acordo com Derpsch et al

(1991), acima de 6 Mg ha⁻¹ é a condição ideal de resíduos culturais para garantir uma boa cobertura do solo, no entanto a escala das parcelas de 1m² não possibilita estimar a massa em ha devido a grande variação espacial da MSC. Os valores de carbono orgânico (CO), mesmo com baixo CV, são considerados discrepantes, pois variam de teores médios (9-14 g dm⁻³) a altos (15-20 g dm⁻³) de acordo com o manual de adubação do estado do Paraná (Pauletti e Motta, 2017). O VESS por sua vez, variou de estrutura muito conservada (1) até estrutura compactada (4). O teor de argila apresentou o menor coeficiente de variação, com valor mínimo de 346 e máximo de 527 g kg⁻¹, com média de 478 g kg⁻¹ (classe de textura argilosa), porém, apesar da pouca variação na textura do solo, observou-se uma grande variação no P_{DISP} (9 a 110 mg dm⁻³ de P-resina) demonstrando que o manejo de adubação nos sistemas de culturas teve um grande efeito neste atributo. Em resumo, a variação da base de dados é consequência do sistema de culturas e do manejo do solo (Tabela 1). A variação dos Fatores P-index promoveu uma variação de até 143% nos Fatores Correlacionados o que indica a presença de interações importantes no banco de dados (Tabela 2).

Tabela 2. Análise descritiva dos “Fatores P-index” e dos “Fatores correlacionados” do Grupo principal (*n*=20).

Base de dados	Variável	Maior	Menor	Média	Desvio ⁽¹⁸⁾	CV ⁽¹⁹⁾
Fatores P-index	MSC ⁽¹⁾	2,20	0,54	1,31	0,52	39,2
	CO ⁽²⁾	17,45	8,94	13,95	2,12	15,2
	VESS ⁽³⁾	4,02	1,00	2,11	0,96	45,7
	P _{DISP} ⁽⁴⁾	109,75	8,75	48,85	27,93	57,2
	Argila ⁽⁵⁾	527,13	345,88	477,61	59,55	12,5
Fatores correlacionados	CES ⁽⁶⁾	66,37	20,12	39,59	14,60	36,9
	if ⁽⁷⁾	35,36	17,05	28,85	6,81	23,6
	[ST] ⁽⁸⁾	0,42	0,05	0,14	0,11	77,6
	[P _{TOT}] ⁽⁹⁾	0,92	0,15	0,42	0,29	68,9
	[P _{PAR}] ⁽¹⁰⁾	0,55	0,10	0,25	0,17	67,5
	[P _{SOL}] ⁽¹¹⁾	0,52	0,03	0,16	0,17	106,3
	[P _{BIO}] ⁽¹²⁾	0,48	0,05	0,18	0,15	85,5
	ST ⁽¹³⁾	28,01	1,79	5,59	8,00	143,0
	P _{TOT} ⁽¹⁴⁾	36,51	2,95	11,19	9,79	87,5
	P _{PAR} ⁽¹⁵⁾	34,27	2,30	7,45	9,72	130,6
	P _{SOL} ⁽¹⁶⁾	8,12	0,54	3,74	2,68	71,8
	P _{BIO} ⁽¹⁷⁾	7,60	0,91	4,23	2,37	55,9

⁽¹⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); ⁽²⁾CO – carbono orgânico (g dm⁻³); ⁽³⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (Visual Evaluation of Soil Structure) (adimensional) e ⁽⁴⁾P_{DISP} – fósforo disponível (mg dm⁻³); ⁽⁵⁾Argila – teor de argila (g kg⁻¹); ⁽⁶⁾CES – coeficiente

de escoamento superficial (adimensional); ⁽⁷⁾if – taxa de infiltração final aparente ajustada pelo modelo de Horton (mm hora⁻¹); ⁽⁸⁾[ST] – concentração de sedimentos totais (g L⁻¹); ⁽⁹⁾[P_{TOT}] – concentração de fósforo total (mg L⁻¹); ⁽¹⁰⁾[P_{SOL}] – concentração fósforo solúvel (mg L⁻¹); ⁽¹¹⁾[P_{PAR}] – concentração de fósforo particulado (mg L⁻¹); ⁽¹²⁾[P_{BIO}] – concentração de fósforo biodisponível (mg L⁻¹); ⁽¹³⁾ST – perda de sedimento total (g m⁻²); ⁽¹⁴⁾P_{TOT} – perdas de fósforo total (mg m⁻²); ⁽¹⁵⁾P_{SOL} –perda de fósforo solúvel (mg m⁻²); ⁽¹⁶⁾P_{PAR} –perda de fósforo particulado (mg m⁻²); ⁽¹⁷⁾P_{BIO} –perda de fósforo biodisponível (mg m⁻²); ⁽¹⁸⁾DP – desvio padrão e ⁽¹⁹⁾CV – coeficiente de variação (%).

2.5.2 Obtenção das componentes principais

As duas primeiras componentes principais (CP) apresentaram autovalor maior que 1 e explicaram 70,6% da variação dos Fatores P-index (Tabela 3). Desta forma, o conjunto inicial de cinco variáveis (Fatores P-index) pode ser resumido pelas componentes 1 e 2, que contemplam a maior explicação da variação (70,6%). A matriz de autovetores (Tabela 3) representa o peso de cada Fator P-index na formação da CP1 e CP2 (Tabela 3) (Mukhopadhyay et al., 2016). Para a CP1 o autovetor associado ao VESS foi de 0,54 demonstrando associação direta. Em sentido oposto, a distribuição de pesos foi equilibrada para MSC, CO e P_{DISP} com autovetores associados de -0,56; -0,46 e -0,44, respectivamente. A formação da CP2 foi influenciada pelo CO, P_{DISP} e Argila com autovetores de 0,30; 0,30 e -0,93, respectivamente.

Tabela 3. Indicadores de ajuste da Análise de Componentes Principais (ACP) e autovetores associados aos fatores considerados no P-index.

Indicadores ajuste	Componentes principais				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
	Explicação				
Autovalor	2,5	1,1	0,7	0,5	0,2
Autovalor acumulado	2,5	3,5	4,2	4,8	5,0
Explicação (%)	49,3	21,3	13,6	11,0	4,9
Explicação acumulada (%)	49,3	70,6	84,1	95,1	100
Fatores P-index	Autovetores				
MSC ⁽¹⁾	-0,56	-0,18	0,13	0,34	0,72
CO ⁽²⁾	-0,46	0,30	0,16	-0,82	0,08
VESS ⁽³⁾	0,54	0,06	-0,44	-0,30	0,65
P _{DISP} ⁽⁴⁾	-0,44	0,30	-0,87	0,07	-0,20
Argila ⁽⁵⁾	-0,02	-0,93	-0,03	-0,35	-0,08

⁽¹⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); ⁽²⁾CO – carbono orgânico (g dm⁻³); ⁽³⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (Visual Evaluation of Soil Structure) (adimensional) e ⁽⁴⁾P_{DISP} – fósforo disponível (mg dm⁻³) e ⁽⁵⁾Argila – teor de argila (g kg⁻¹).

2.5.3 Interpretação das componentes principais

A CP1 explicou 49,3% da variação total da matriz Fatores P-index e demonstrou forte dependência da MSC ($p < 1\%$), CO ($p < 1\%$), P_{DISP} ($p < 1\%$) e VESS ($p < 1\%$) (Tabela 4). O aumento da CP1 está diretamente relacionado ao VESS com coeficiente de correlação (R) de 0,85 (Tabela 4). O aumento de VESS representa uma perda de qualidade estrutural do solo com formação de agregados angulares e presença de camadas compactadas com perda acentuada da qualidade física e estrutural do solo. Em sentido oposto a CP1 foi constatado redução de MSC, CO e P_{DISP} com coeficiente de correlação (R) de -0,87; -0,72 e -0,68, respectivamente (Tabela 4). Portanto o aumento da CP1 representa uma degradação química, física e de cobertura do solo.

Tabela 4. Correlação das variáveis originais ("Fatores P-index") com as componentes principais ajustadas e "Fatores correlacionados". R – Coeficiente de correlação; p – probabilidade das variáveis serem independentes das componentes principais e S – nível de significância (S) ($p < 10\%$ *, $p < 5\%$ ** e $p < 1\%$ ***).

Variáveis	PC1 - 49,3%			PC2 - 21,3%		
	R	p	S	R	p	S
Fatores P-index (Grupo principal, $n=20$)						
MSC ⁽¹⁾	-0,87	0,0%	***	0,03	91,5%	
CO ⁽²⁾	-0,72	0,0%	***	0,45	9,7%	*
VESS ⁽³⁾	0,85	0,0%	***	-0,09	70,8%	
P_{DISP} ⁽⁴⁾	-0,68	0,1%	***	0,44	9,9%	*
Argila ⁽⁵⁾	-0,04	87,7%		-0,86	0,0%	***
Fatores correlacionados (Grupo principal, $n=20$)						
CES ⁽⁶⁾	0,61	0,4%	***	-0,07	78,3%	
if ⁽⁷⁾	-0,38	9,8%	*	-0,28	23,3%	
[ST] ⁽⁸⁾	0,75	0,0%	***	-0,30	19,4%	
[P _{TOT}] ⁽⁹⁾	0,19	43,2%		0,37	10,5%	
[P _{SOL}] ⁽¹⁰⁾	-0,19	41,8%		0,62	0,3%	***
[P _{PAR}] ⁽¹¹⁾	0,42	6,5%	*	-0,04	85,9%	
[P _{BIO}] ⁽¹²⁾	-0,30	20,5%		0,61	0,4%	**
ST ⁽¹³⁾	0,80	0,0%	***	-0,38	9,5%	*
P _{TOT} ⁽¹⁴⁾	0,78	0,0%	***	-0,14	55,2%	
P _{SOL} ⁽¹⁵⁾	0,01	97,8%		0,57	0,9%	***
P _{PAR} ⁽¹⁶⁾	0,79	0,0%	***	-0,33	15,2%	
P _{BIO} ⁽¹⁷⁾	-0,09	69,1%		0,54	1,5%	**

⁽¹⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m^{-2}); ⁽²⁾CO – carbono orgânico (g dm^{-3}); ⁽³⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (Visual Evaluation of Soil Structure) (adimensional) e ⁽⁴⁾ P_{DISP} – fósforo disponível (mg dm^{-3}); ⁽⁵⁾Argila – teor de argila (g kg^{-1}); ⁽⁶⁾CES – coeficiente de escoamento superficial (adimensional); ⁽⁷⁾if – taxa de infiltração final ajustada pelo modelo de Horton (mm hora^{-1}); ⁽⁸⁾[ST] – concentração de sedimentos totais (g L^{-1}); ⁽⁹⁾[P_{TOT}] – concentração de fósforo total (mg L^{-1}); ⁽¹⁰⁾[P_{SOL}] –

concentração fósforo solúvel (mg L^{-1}); $^{(11)}[\text{P}_{\text{PAR}}]$ – concentração de fósforo particulado (mg L^{-1}); $^{(12)}[\text{P}_{\text{BIO}}]$ – concentração de fósforo biodisponível (mg L^{-1}); $^{(13)}\text{ST}$ – perda de sedimento total (g m^{-2}); $^{(14)}\text{P}_{\text{TOT}}$ – perdas de fósforo total (mg m^{-2}); $^{(15)}\text{P}_{\text{SOL}}$ – perda de fósforo solúvel (mg m^{-2}); $^{(16)}\text{P}_{\text{PAR}}$ – perda de fósforo particulado (mg m^{-2}); e $^{(17)}\text{P}_{\text{BIO}}$ – perda de fósforo biodisponível (mg m^{-2}).

Os resultados demonstram que a melhoria na qualidade estrutural do solo, indicada pela redução de VESS (melhora da qualidade física) está relacionada com o aumento de MSC, CO e P_{DISP} . O aumento de MSC em culturas agrícolas é proporcional ao aumento de massa radicular e tem a capacidade de incrementar material orgânico em profundidade aumentando o CO do solo, que por sua vez auxilia na formação de agregados mais estáveis e melhoram a qualidade física do solo (Zhang et al., 2007 e Austin et al., 2017). Resultado similar foi apresentado por Giarola et al. (2013) demonstrando relação entre redução de VESS e aumento de CO em Latossolos na região dos Campos Gerais com aumento significativo de produtividade de soja. Os trabalhos citados explicam a relação entre as variáveis, entretanto o caráter exploratório dessa pesquisa não permite afirmar se a variação de VESS é causa ou efeito da variação de MSC, CO e P_{DISP} .

A redução de MSC, CO e P_{DISP} e aumento do VESS identificado pela CP1 reduz a capacidade do solo em dissipar a energia da chuva aumentando significativamente o coeficiente de escoamento superficial (CES) ($p < 1\%$) e reduzindo a taxa de infiltração final (if) ($p < 10\%$) com R de 0,61 e -0,38, respectivamente (Tabela 4). A redução de MSC tem um papel importante nessa relação, pois expõe o solo ao impacto das gotas de chuva aumentando a probabilidade de ocorrência de desagregação e selamento da camada superficial, reduzindo a infiltração de água no solo e aumentando o escoamento superficial (Zuazo e Pleguezuelo, 2008). Desconsiderando o efeito da cobertura, Dexter (2004) demonstra que a perda de qualidade física reduz o fluxo de água e ar no interior do solo prejudicando o desenvolvimento das culturas agrícolas. Portanto, a CP1 é a soma do efeito da redução de cobertura e perda de qualidade física.

O aumento da CP1 aumentou as concentrações de sedimentos totais ($[\text{ST}]$) ($p < 1\%$) e P particulado ($[\text{P}_{\text{PAR}}]$) ($p < 10\%$) no escoamento superficial com R de 0,75 e 0,42, respectivamente (Tabela 4). Com o aumento do escoamento superficial e da concentração $[\text{ST}]$ e $[\text{P}_{\text{PAR}}]$ foi identificado efeito significativo nas perdas de sedimentos totais (ST) ($p < 1\%$) e P particulado (P_{PAR}) ($p < 1\%$) com R de 0,80 e 0,79 respectivamente. A alta correlação entre a CP1 e P total (P_{TOT}) (0,78)

demonstra grande importância do P_{PAR} nas perdas totais de P. Portanto a CP1 foi interpretada como “aumento do risco de transporte de P_{PAR} ”.

O coeficiente de variação (CV) dos ST foi de 143% e do P_{PAR} 130% (Tabela 2). O alto CV dessas variáveis demonstra que elas são muito sensíveis aos fatores mensurados, portanto um ajuste do P-index convencional em somente uma dimensão, representado somente pela CP1, pode esconder variações importantes dentro da base de dados. Como exemplo do trabalho realizado por Eghball e Gilley (2001) que testaram diferentes P-index e encontraram correlações significativas somente com P_{TOT} e P_{PAR} . Isso ocorre porque os modelos consideram o sentido de maior variação para ajustar o P-index, e muitas vezes ele está relacionado com a perda de P_{PAR} , no entanto em bases de dados mais complexas com diferentes práticas de manejo a proporção de perdas de P_{PAR} e P solúvel (P_{SOL}) podem se diferenciar e a distinção dos campos deve ser feita considerando um equilíbrio diferente de pesos (Uusitalo et al., 2003; Ellison e Brett, 2006; Baker et al., 2014; Tang et al., 2018; Van Der Grift et al., 2018).

A CP2 explicou 21,3% da variação total da matriz Fatores P-index e demonstrou baixa dependência do CO ($p < 10\%$), P_{DISP} ($p < 10\%$) com maior dependência do teor de argila (Argila) ($p < 1\%$) com R de 0,45; 0,44 e -0,86, respectivamente (Tabela 4). O aumento da CP2 está relacionado à redução de perdas de ST ($p < 10\%$), como comentado anteriormente, a perda de ST está diretamente relacionada à CP1, portanto a perda de ST é uma intersecção entre as duas componentes e demonstra que a CP2 foi mais expressada em campos agrícolas com maior MSC e melhores condições físicas ($\downarrow VESS$), aumento de P_{DISP} , CO e principalmente redução no teor de argila. Quanto maior a CP2 maior foi a concentração e as perdas de P solúvel (P_{SOL}) ($p < 1\%$), P biodisponível (P_{BIO}) ($p < 5\%$) no escoamento superficial (Tabela 4).

O resultado demonstra que em campos agrícolas com elevada MSC e boa qualidade física a variação da perda de P_{SOL} e P_{BIO} foi maior para solos com menor teor de argila, com baixa influencia do P_{DISP} e CO. A maior importância do teor de argila para as perdas de P_{SOL} e P_{BIO} pode ser explicada pela variação do P-solúvel em água, que pode ser maior em solos com menor teor de argila, quando submetidos ao mesmo manejo de adubação (Abboud et al., 2017). Para evitar esse viés a escolha dos campos agrícolas foi realizada priorizando o mesmo grupo de

solo, no entanto a variação de $\pm 59,5 \text{ g kg}^{-1}$ ($\text{CV} = 12,9\%$) identificada para argila (Tabela 2) apresentou interação com a perda de P_{SOL} mais importante que as promovidas pelo aumento do P_{DISP} e CO (Tabela 4). A associação entre CO e P_{DISP} pode ser relacionada à maior disponibilidade de P em sistema de plantio direto, pois a fração orgânica de P contribui com até 35% da concentração de P_{DISP} (Tiecher et al., 2018).

A perda máxima de P_{SOL} foi de $8,12 \text{ mg m}^{-2}$, quatro vezes menor que o máximo encontrado para P_{PAR} de $34,27 \text{ mg m}^{-2}$ o que justifica a ausência de correlação entre a CP2 e as perdas de P_{TOT} (Tabela 2), no entanto, expõe o problema levantado por Jarvie et al. (2017), onde as mudanças nas práticas agrícolas, incluindo algumas práticas de conservação destinadas a reduzir a erosão e o transporte de P_{PAR} , podem ter impactos não intencionais, cumulativos e convergentes, contribuindo para o aumento das cargas de P_{SOL} . Portanto a CP2 foi interpretada como “aumento do risco de transporte de P_{SOL} ”.

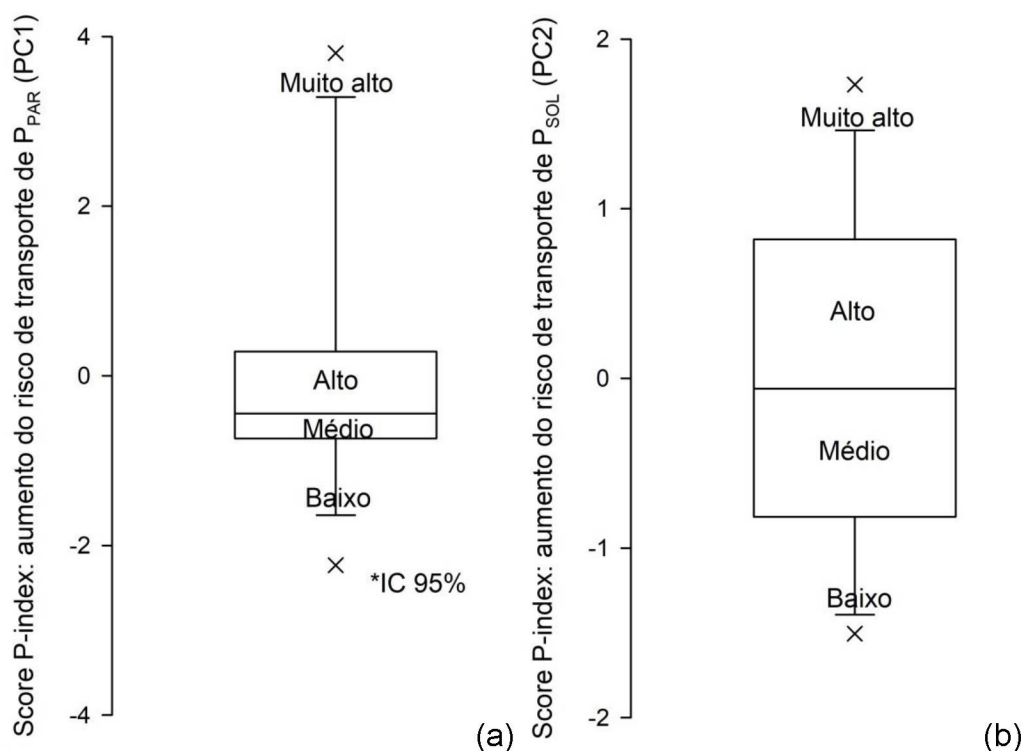
2.5.4 Classes de vulnerabilidade de perda de P

A separação da classe de vulnerabilidade de perda de P foi feita considerando o primeiro quartil, mediana e terceiro quartil (Figura 3). Cada quartil corresponde à frequência relativa de 25% das amostras ($n=5$), portanto leva em consideração a distribuição do score. O score P-index da CP1, que dá maior peso a MSC ($-0,56$) e ao VESS ($-0,54$) (Tabela 3) variou entre $-2,35$ a $3,68$ com amplitude de $6,04$. Os limites de score P-index para CP1 (aumento do risco de transporte de P_{PAR}) foram de $-0,70$; $-0,27$; $0,32$ e maior que $0,32$ para baixo, médio, alto e muito alto risco de perda de P particulado, respectivamente (Figura 3a). Portanto a classe de maior risco ($>0,32$) representa campos agrícolas com baixa cobertura e condições físicas degradadas com maior probabilidade de perda de P_{PAR} , ao passo que o score da CP1 reduz as condições físicas e de cobertura melhoram e a probabilidade de perda de P_{PAR} é muito baixa.

A variação do score P-index para CP2 (aumento do risco de transporte de P_{SOL}), com maior peso do teor de Argila ($-0,93$) (Tabela 3) ocorreu entre $-1,55$ e $1,86$ com amplitude de $3,41$ (Figura 3b). Os limites de score P-index para a CP2 foram de $-0,81$; $-0,03$; $0,75$ e maior que $0,75$ para as classes baixo, médio, alto e muito alto, respectivamente (Figura 3b). Como comentado anteriormente a CP2

interceptou a variação de perda de P_{SOL} em campos bem protegidos pela variação no teor de argila, portanto o aumento na CP2 representa a redução no teor de argila e aumento da probabilidade de perda de formas solúveis.

Figura 3. Boxplot para divisão das classes de vulnerabilidade de perda de P (score P-index) da CP1 e CP2 do Grupo principal ($n = 20$). (a) CP1: aumento do risco de perda de fósforo particulado e (b) CP2: aumento do risco de perda de fósforo solúvel.



*IC – intervalo de confiança da distribuição dos scores considerando 95% de probabilidade.

2.5.5 Teste do ajuste

O biplot com a variação dos scores dos diferentes campos agrícolas do grupo principal e teste pode ser visualizada no Anexo 5 (pg. 165-166). As distâncias euclidianas dos scores obtidos para o grupo principal ($n=20$) e grupo de teste ($n=10$) foi em média 0,61 unidades (Tabela 5). A alta similaridade entre o grupo principal e grupo de teste demonstra que o score obtido com aplicação da função P-index ajustada foi eficiente em classificar a vulnerabilidade de perda de P em novos campos agrícolas em sistemas conservacionistas utilizando atributos de fácil obtenção no campo.

Tabela 5. Matriz de distância euclidiana entre grupo principal (n = 20) e grupo de teste (n = 10).

Campo agrícola	Grupo principal (n=20)		Grupo de teste (n=10)		Distância Euclidiana
	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1 x CP2
P1	1,31	1,32	1,51	1,63	0,36
	1,81	1,44			0,36
P2	-0,68	0,49	-0,19	0,80	0,57
	-0,55	0,87			0,36
P3	-0,45	1,47	-0,59	1,37	0,17
	-0,73	1,86			0,51
P4	3,45	-1,55	3,95	-1,47	0,50
	3,68	-1,42			0,27
P5	0,00	-0,82	-0,53	0,09	1,05
	-0,44	0,18			0,13
P6	0,26	-0,38	-0,64	0,35	1,16
	-0,07	0,14			0,61
P7	0,37	-0,97	-0,42	-0,50	0,92
	0,02	-0,80			0,54
P8	-0,09	-0,65	-0,75	-0,81	0,68
	-0,62	-0,68			0,19
P9	-2,14	0,63	-1,02	-0,54	1,62
	-1,32	0,24			0,84
P10	-2,35	-0,21	-1,66	-0,96	1,02
	-1,47	-1,17			0,29
					Média = 0,61

2.5.6 Aplicação do P-index ajustado utilizando indicadores de fácil obtenção

Para aplicação da metodologia desenvolvida é necessário normalizar as variáveis de entrada (Eq. 5) considerando a média e desvio padrão amostrais (Tabela 2). Portanto, os resultados são limitados pela variação amostral dos Fatores P-index e não devem ser aplicados em campos agrícolas com valores fora dessa variação. A multiplicação das variáveis normalizadas com seus respectivos pesos (autovetores) possibilita o cálculo do score P-index da CP1 e CP2 (Tabela 6) possibilitando a obtenção da classe de vulnerabilidade de perda de P. Os valores de score P-index de cada CP devem ser avaliados de acordo com as classes de risco (Figura 3). Os limites de classe para cada CP são discutidos no tópico 2.5.4 (Classes de vulnerabilidade de perda de P).

Tabela 6. Função P-index ajustada e obtenção do score P-index da componente principal (CP) 1 e 2 para classificação da vulnerabilidade de perda de P.

Score P-index	Função P-index (PC _i)
CP1	$(-0,56 \times Z_{MSC}^{(1)}) + (-0,46 \times Z_{CO}^{(2)}) + (0,54 \times Z_{VESS}^{(3)}) + (-0,44 \times Z_{PDISP}^{(4)}) + (0,02 \times Z_{Argila}^{(5)})$
CP2	$(-0,18 \times Z_{MSC}) + (0,30 \times Z_{CO}) + (0,06 \times Z_{VESS}) + (0,30 \times Z_{PDISP}) + (-0,93 \times Z_{Argila})$

⁽¹⁾Z_{MSC} – massa seca de cobertura normalizada (adimensional); ⁽²⁾Z_{CO} – carbono orgânico normalizada (adimensional); ⁽³⁾Z_{VESS} – análise visual da estrutura do solo (Visual Evaluation of Soil Structure) normalizada (adimensional); ⁽⁴⁾Z_{PDISP} – fósforo disponível normalizada (adimensional) e ⁽⁵⁾Z_{Argila} – teor de argila normalizada (adimensional).

2.6 CONCLUSÕES

A obtenção do P-index ajustado utilizando atributos de fácil obtenção no campo foi possível a partir de técnicas estatística multivariada. Assim, é possível estimar a vulnerabilidade de perda de fósforo em novos campos agrícolas a partir do levantamento de atributos de fácil obtenção no campo (massa seca de cobertura, análise visual de estrutura, carbono orgânico do solo, teor de P do solo e teor de argila). No entanto, deve-se considerar que a aplicação eficiente dessa classificação ocorre em condições similares ao banco de dados utilizados no desenvolvimento desse estudo.

2.7 REFERÊNCIAS

ABBOUD, F. Y.; MOTTA, A. C. V.; BARTH, G.; GOULARTE, G. D.; FAVARETTO, N. Mobility and Degree of Phosphorus Saturation in Oxisol under No-tillage after Long-Term Application of Dairy Liquid Manure. **Agriculture, ecosystems & environment**, 2017.

ABDI, H.; WILLIAMS, L. J. Principal component analysis. **Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics**, v. 2, n. 4, p. 433-459, 2010.

APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. **Washington: American Public Health Association**, 1995.

ARIAS, O. V.; GARRIDO, A.; VILLET, M.; TARQUIS, A. M. Homogenisation of a soil properties map by principal component analysis to define index agricultural insurance policies. **Geoderma**, 2017.

ASKARI, M. S.; CUI, J.; HOLDEN, N. M. The visual evaluation of soil structure under arable management. **Soil and Tillage Research**, v. 134, p. 1-10, 2013.

ASSOULINE, S. Infiltration into soils: Conceptual approaches and solutions. **Water Resources Research**, v. 49, n. 4, p. 1755-1772, 2013.

AUSTIN, E. E.; WICKINGS, K.; MCDANIEL, M. D.; ROBERTSON, G. P.; GRANDY, A. S. Cover crop root contributions to soil carbon in a no-till corn bioenergy cropping system. **GCB Bioenergy**, 2017.

BAKER, D.; CONFESOR, R.; EWING, D.; JOHNSON, L.; KRAMER, J.; MERRYFIELD, B. Phosphorus loading to Lake Erie from the Maumee, Sandusky and Cuyahoga rivers: The importance of bioavailability. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, n. 3, p. 502-517, 2014.

BALL, B.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality—a development of the Peerlkamp test. **Soil use and Management**, v. 23, n. 4, p. 329-337, 2007.

BECHMANN, M.; KROGSTAD, T.; SHARPLEY, A. A phosphorus Index for Norway. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science**, v. 55, n. 3, p. 205-213, 2005.

BOLSTER, C. H.; HORVATH, T.; LEE, B. D.; MEHLHOPE, S.; HIGGINS, S.; DELGADO, J. A. Development and testing of a new phosphorus index for Kentucky. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 3, p. 183-196, 2014.

BOUYOUCOS, G. J. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. **Agronomy journal**, v. 54, n. 5, p. 464-465, 1962.

BUZKO, U.; KUCHENBUCH, R. O. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe—a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 170, n. 4, p. 445-460, 2007.

BUTLER, D. M.; FRANKLIN, D. H.; CABRERA, M. L.; RISSE, L. M.; RADCLIFFE, D. E.; WEST, L. T.; GASKIN, J. W. Assessment of the Georgia Phosphorus Index on farm at the field scale for grassland management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 65, n. 3, p. 200-210, 2010.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CERDÁ, A.; GONZÁLEZ-PELAYO, Ó.; GIMÉNEZ-MORERA, A.; JORDÁN, A.; PEREIRA, P.; NOVARA, A.; BREVIK, E. C.; PROSDOCIMI, M.; MAHMOODABADI, M.; KEESSTRA, S. Use of barley straw residues to avoid high erosion and runoff rates on persimmon plantations in Eastern Spain under low frequency–high magnitude simulated rainfall events. **Soil Research**, v. 54, n. 2, p. 154-165, 2016.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **J. Environ. Qual**, v. 27, p. 261-266, 1998.

DE ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; DE OLIVEIRA, P. T. S.; DA SILVA MENEZES, R.; SOBRINHO, T. A.; DE CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018.

DE MENDIBURU, F. *Agricolae: statistical procedures for agricultural research. R package version*, v. 1, n. 1, 2014. (pacote de análise)

DEKA, B.; DUTTA, M. Principal component analysis of soil properties in assessing erodibility indices in the Northern Brahmaputra plains of Assam. **Principal component analysis of soil properties in assessing erodibility indices in the 277 Northern Brahmaputra plains of Assam**, v. 15, n. 4, p. 277-283, 2016.

DEXTER, A. Soil physical quality: part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3, p. 201-214, 2004.

DERPSCH R, ROTH CH, SIDIRAS N, KÖPKE, U. **Controle da erosão no Paraná, Brasil: Sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. IAPAR, Londrina, 1991.

EGHBALL, B.; GILLEY, J. E. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 56, n. 3, p. 202-206, 2001.

ELLISON, M. E.; BRETT, M. T. Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. **Water research**, v. 40, n. 6, p. 1258-1268, 2006.

GIAROLA, N. F. B.; DA SILVA, Á. P.; TORMENA, C. A.; GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C. On the visual evaluation of soil structure: the Brazilian experience in Oxisols under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 60-64, 2013.

GOOD, L. W.; VADAS, P.; PANUSKA, J. C.; BONILLA, C. A.; JOKELA, W. E. Testing the Wisconsin Phosphorus Index with Year-Round, Field-Scale Runoff Monitoring. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1730-1740, 2012.

GREGORY, J. M. Soil cover prediction with various amounts and types of crop residue. **Transactions of the ASAE**, v. 25, n. 5, p. 1333-1337, 1982.

GUIDI, C.; MAGID, J.; RODEGHIERO, M.; GIANELLE, D.; VESTERDAL, L. Effects of forest expansion on mountain grassland: changes within soil organic carbon fractions. **Plant and soil**, v. 385, n. 1-2, p. 373-387, 2014.

HARMEL, R.; TORBERT, H.; DELAUNE, P.; HAGGARD, B.; HANEY, R. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 60, n. 1, p. 29-42, 2005.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. Terminology for phosphorus transfer. **Journal of environmental quality**, v. 29, n. 1, p. 10-15, 2000.

HORTON, R. E. Analysis of runoff-plat experiments with varying infiltration-capacity. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 20, n. 4, p. 693-711, 1939.

HUANG, J.; XU, C.-C.; RIDOUTT, B. G.; WANG, X.-C.; REN, P.-A. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179, 2017.

JAGER, M. M.; RICHARDSON, S. J.; BELLINGHAM, P. J.; CLEARWATER, M. J.; LAUGHLIN, D. C. Soil fertility induces coordinated responses of multiple independent functional traits. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 374-385, 2015.

JARVIE, H. P.; JOHNSON, L. T.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, D. R.; BAKER, D. B.; BRUULSEMA, T. W.; CONFESOR, R. Increased soluble phosphorus loads to Lake Erie: Unintended consequences of conservation practices? **Journal of environmental quality**, v. 46, n. 1, p. 123-132, 2017.

KAISER, H. F.; DICKMAN, K. Sample and population score matrices and sample correlation matrices from an arbitrary population correlation matrix. **Psychometrika**, v. 27, n. 2, p. 179-182, 1962.

KINNELL, P. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257-265, 2016.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R.; TAO, L.; BERGSTROM, L.; ZHU, Q. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and soil**, v. 349, n. 1-2, p. 169-182, 2011.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; BERGSTRÖM, L.; JOHNSON, L. T.; DOODY, D. G. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297-310, 2015.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LANGFELDER, P.; ZHANG, B.; HORVATH, S. Defining clusters from a hierarchical cluster tree: the Dynamic Tree Cut package for R. **Bioinformatics**, v. 24, n. 5, p. 719-720, 2007.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993.

MARJERISON, R. D.; DAHLKE, H.; EASTON, Z. M.; SEIFERT, S.; WALTER, M. T. A Phosphorus Index transport factor based on variable source area hydrology for New York State. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 66, n. 3, p. 149-157, 2011.

MEYER, L. D.; MCCUNE, D. L. Rainfall simulator for runoff plots. **Agricultural engineering**, v. 39, n. 10, p. 644-648, 1958.

MEYERS, R.; PIERZYNSKI, G. Using the iron oxide method to estimate bioavailable phosphorus in runoff. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. Southern Cooperative Series Bulletin**, n. 408, p. 118-121, 2009.

MUKHOPADHYAY, S.; MASTO, R.; YADAV, A.; GEORGE, J.; RAM, L.; SHUKLA, S. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 540-550, 2016.

NASH, J. C.; NASH, M. J. C. Package 'nlmrt'. 2012. (pacote de análises)

NEŠPOR, V.; SEVRUK, B. Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 16, n. 4, p. 450-464, 1999.

OSSANI, P. C.; CIRILLO, M. A.; OSSANI, M. P. C.; SUGGESTS, M. Package 'MVar.pt'. 2017. (pacote de análises)

OU, Y.; WANG, X. Identification of critical source areas for non-point source pollution in Miyun reservoir watershed near Beijing, China. **Water Sci Technol**, v. 58, n. 11, p. 2235-41, 2008.

PAULETTI, V.; MOTTA, A. Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná. **Curitiba: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Estadual Paraná**, 2017.

PERKS, M.; OWEN, G.; BENSKIN, C. M. H.; JONCZYK, J.; DEASY, C.; BURKE, S.; REANEY, S.; HAYGARTH, P. M. Dominant mechanisms for the delivery of fine sediment and phosphorus to fluvial networks draining grassland dominated headwater catchments. **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 178-190, 2015.

PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 4, p. 325-335, 2000.

POTE, D.; DANIEL, T.; MOORE, P.; NICHOLS, D.; SHARPLEY, A.; EDWARDS, D. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 3, p. 855-859, 1996.

RAHMANIPOUR, F.; MARZAIOLI, R.; BAHRAMI, H. A.; FEREIDOUNI, Z.; BANDARABADI, S. R. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. **Ecological Indicators**, v. 40, p. 19-26, 2014.

RAIJ, B. V.; QUAGGIO, J.; RAIJ, B. V.; ANDRADE, J.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com

resina trocadora de íons. **RAIJ, BV et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico, p. 199, 2001.**

REID, D. K. A modified Ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, n. 3, p. 455-466, 2011.

SCHOUMANS, O.; CHARDON, W.; BECHMANN, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; HOFMAN, G.; KRONVANG, B.; RUBÆK, G. H.; ULÉN, B.; DORIOZ, J.-M. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 1255-1266, 2014.

SHARPLEY, A.; MENZEL, R. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHARPLEY, A.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: lessons from the USA and China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 9, p. 1770-1782, 2014.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R. Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 4, p. 945-952, 2011.

SHORE, M.; JORDAN, P.; MELLANDER, P.-E.; KELLY-QUINN, M.; WALL, D.; MURPHY, P.; MELLAND, A. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 405-415, 2014.

TANG, X.; WU, M.; LI, R. Distribution, sedimentation, and bioavailability of particulate phosphorus in the mainstream of the Three Gorges Reservoir. **Water research**, v. 140, p. 44-55, 2018.

TIECHER, T.; GOMES, M. V.; AMBROSINI, V. G.; AMORIM, M. B.; BAYER, C. Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 276-280, 2018.

USEPA - Method 3015a: Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. **United States Environmental Protection Agency**, 2007.

UUSITALO, R.; TURTOLA, E.; PUUSTINEN, M.; PAASONEN-KIVEKÄS, M.; UUSIKÄMPPÄ, J. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 6, p. 2007-2016, 2003.

VALENÇA, A. W.; VANEK, S. J.; MEZA, K.; CCANTO, R.; OLIVERA, E.; SCURRAH, M.; LANTINGA, E. A.; FONTE, S. J. Land use as a driver of soil fertility and biodiversity across an agricultural landscape in the Central Peruvian Andes. **Ecological Applications**, 2017.

VAN DER GRIFT, B.; OSTÉ, L.; SCHOT, P.; KRATZ, A.; VAN POPTA, E.; WASSEN, M.; GRIFFIOEN, J. Forms of phosphorus in suspended particulate matter in

agriculture-dominated lowland catchments: Iron as phosphorus carrier. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 115-129, 2018.

WHITE, M. J.; STORM, D. E.; BUSTEED, P. R.; SMOLEN, M. D.; ZHANG, H.; FOX, G. A. A quantitative phosphorus loss assessment tool for agricultural fields. **Environmental Modelling & Software**, v. 25, n. 10, p. 1121-1129, 2010.

WITHERS, P.; HAYGARTH, P. Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European perspective. **Soil Use and Management**, v. 23, n. s1, p. 1-4, 2007.

ZHANG, G.; CHAN, K.; OATES, A.; HEENAN, D.; HUANG, G. Relationship between soil structure and runoff/soil loss after 24 years of conservation tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 92, n. 1, p. 122-128, 2007.

ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. **Agronomy for sustainable development**, v. 28, n. 1, p. 65-86, 2008.

3 CAPÍTULO II: AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO EM LATOSSOLO SOB SISTEMAS DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA COM DIFERENTES MANEJOS DO SOLO E SISTEMAS DE CULTURAS NO SUL DO BRASIL

3.1 RESUMO

A infiltração de água no solo resume a interação entre chuva, solo e cobertura, refletindo as condições físicas do solo, especialmente a estabilidade estrutural. O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência de diferentes indicadores das propriedades físicas e de cobertura na variação de infiltração em sistemas conservacionistas no Sul do Brasil. Para isso foi desenvolvido um experimento com chuva simulada em 10 campos agrícolas sob Latossolos com declividades entre 9 e 16% e diferentes sistemas de culturas e de manejo do solo. O simulador utilizado foi do tipo nozzle com intensidade constante de 60 mm hora^{-1} . A unidade experimental utilizada foi de 1 m^2 . Para cada campo foram feitas três observações ($n=30$). A coleta de escoamento superficial foi realizada em intervalos de tempo de 1, 2, 5 e 10 min, cada intervalo se repete cinco vezes antes de se adotar o intervalo imediatamente superior. A infiltração mensurada foi utilizada para ajustar os modelos de Kostiakov-Lewis, Horton e Philip. Como indicadores foram avaliados a massa seca de cobertura (MSC), cobertura do solo (%cobertura), teor de carbono orgânico (CO), porosidade total (PT), densidade do solo (DS), condutividade hidráulica saturada (K_0), curva de retenção de água no solo, potencial matricial no ponto de inflexão ($|\Psi|_{\text{inflexão}}$), frequência relativa de macroporos (FRMac), mesoporos (FRMeso), microporos (FRMic), análise visual da estrutura do solo (VESS) e teor de argila (Argila). O modelo de Horton foi mais adequado para as estimativas de infiltração. Foi aplicada uma análise hierárquica nas variáveis de ajuste do modelo Horton com formação de dois grupos distintos. Os grupos foram interpretados como alta e baixa taxa de infiltração final (if). Devido a variação significativa de if ela foi utilizada como integrador para verificar a sensibilidade dos indicadores no processo de infiltração. Os indicadores mais sensíveis à infiltração de água no solo foram o CO, VESS, MSC, $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ e FRMac. Foram ajustadas diferentes funções logísticas, para classificar os campos agrícolas, considerando diferentes grupos de indicadores e combinação sem repetição entre eles. As funções univariadas ajustadas foram pouco eficientes em distinguir ambientes de alta e baixa if e não devem ser utilizadas. O uso de dois ou mais indicadores melhorou as classificações dos modelos, no caso de somente dois indicadores o uso de CO e VESS, foram bem eficientes com 100% de acerto na distinção entre baixa e alta if.

Palavras-chave: modelos de ajuste de infiltração, chuva simulada, estrutura do solo, qualidade física do solo,

CHAPTER II: EVALUATION OF INDICATORS OF SOIL WATER INFILTRATION IN OXISOL UNDER CONSERVATION AGRICULTURE SYSTEMS WITH DIFFERENT SOIL MANAGEMENT AND CULTURAL SYSTEMS IN THE SOUTH OF BRAZIL

3.2 ABSTRACT

Water soil infiltration summarizes the interaction among rainfall, soil and cover, reflecting soil physical conditions, particularly the structural stability. The objective of this work was evaluate the efficiency of different indicators of physical properties and cover influencing the variation of water soil infiltration in conservation agricultural systems in southern Brazil. An experiment was carried with simulated rainfall in 10 agricultural fields under Oxisol with slope between 9 and 16% and different crop and soil management systems. The simulator used was of nozzle type with constant intensity of 60 mm hour⁻¹. The experimental plot was 1m². Three observations were made for each field ($n=30$). The runoff collection was performed at time intervals of 1, 2, 5 and 10 min, each interval repeated five times before adopting the immediately superior interval. The infiltration measurement was utilized to adjust the models of Kostiakov-Lewis, Horton and Philip. As indicators were evaluated the dry mass of cover crop residue (CC), organic carbon (OC), total porosity (TP), bulk density (BD), saturated hydraulic conductivity (K₀), soil water retention curve, matrix potential at inflection point ($|\Psi|_{\text{inflection}}$), relative frequency of macropores (RFMac), mesopores (RFMeso), micropores (RFMic), visual evaluation of soil structure (VESS) and clay content (Clay). Horton's model was more suitable for estimates the infiltration. A hierarchical analysis was applied to the variáveis de ajuste of Horton's model with formation of two distinct groups. The groups were interpreted as high and low final infiltration rate (FIR). Due to the significant variation of if it was used as an integrator to verify the sensibility of the indicators in the infiltration process. The most sensible indicators to soil water infiltration were the OC, VESS, CC, $|\Psi|_{\text{inflection}}$ e RFMac. Distinct logistic functions were adjusted to classify the agricultural fields, considering different groups of indicators and combination, without repetition between them. The adjusted univariate functions were inefficient to distinguish between high and low if environments and should not be used. The use of two or more indicators improved the classification, in case of only two indicators the use of OC and VESS were highly efficient with 100% accuracy in the distinction between low and high FIR.

Key words: infiltration adjustment models, rainfall simulated, soil structure, soil physical quality.

3.3 INTRODUÇÃO

A infiltração de água no solo resume a interação entre chuva, solo e cobertura, refletindo as condições físicas do solo, especialmente a estabilidade estrutural (Bone et al., 2014; Lal, 2015; Cherubin et al., 2016; Novak et al., 2016). Em áreas agrícolas, a infiltração de água no solo desempenha um papel fundamental, pois atua diretamente na redução das perdas de solo, nutrientes e defensivos agrícolas, ou seja, de poluentes associados ao escoamento superficial tornando os sistemas agrícolas ambientalmente sustentáveis (Lal, 2015). Além de reduzir a poluição das águas superficiais, a infiltração desempenha um papel importante no que se refere ao fator quantidade de água, pois auxilia na manutenção de um fluxo de base lento e contínuo, mantendo uma disponibilidade hídrica constante e diminuindo o impacto negativo das grandes vazões em períodos de precipitação intensa (Ewen et al., 2013).

Em um evento de chuva constante, sem interferência de fluxos sub-superficiais, as gotas de chuva são interceptadas pela cobertura vegetal e entram em contato com o solo, dando início ao processo de infiltração (Horton, 1939). A taxa de infiltração inicial é alta e tende a se estabilizar ao longo do tempo atingindo a taxa de infiltração final (if) (Morin e Benyamini, 1977; Dunne et al., 1991; Li et al., 2009). A adoção de práticas de manejo conservacionista como manutenção de palhada e não revolvimento do solo tem aumentado a if em solos agrícolas, a melhora significativa de atributos físicos, aumento de matéria orgânica e cobertura morta vêm sendo evidenciados como principais responsáveis (Lal e Vandoren Jr, 1990; Franzluebbers, 2002; Zhang et al., 2007; He et al., 2009; Thierfelder e Wall, 2009; Liu et al., 2018).

A infiltração de água no solo é ajustada com modelos empíricos como de Kostiakov-Lewis e Horton ou com uso de modelos de base física como de Philip (De Almeida et al., 2018). As variáveis de ajuste dos modelos de infiltração apresentam muita sensibilidade a diferentes usos e manejo do solo (Cherobim et al., 2015 e De Almeida et al., 2018). Para ajustar esses modelos é necessária realização de medições em campo. No entanto, a medição de infiltração no campo é dispendiosa, consome tempo e mão de obra, e muitas vezes envolve grande variabilidade espacial e temporal (Kinnell, 2016). Portanto, encontrar variáveis de fácil mensuração que consigam indicar a variação de infiltração de água no solo, de forma simplificada, pode auxiliar produtores e profissionais na recomendação de

melhores práticas de manejo em sistemas de produção agrícola (Arshad e Martin, 2002).

Os indicadores de fácil obtenção mais utilizados para caracterizar a infiltração de água no solo são a porosidade total (PT), densidade do solo (DS) e condutividade hidráulica saturada (K_0) (Fischer et al., 2015; Blanco-Canqui et al., 2017; Di Prima et al., 2018). A estrutura do solo também tem sido utilizada como indicador de qualidade física do solo, especificamente o VESS (análise visual da estrutura do solo) ou modificações dessa metodologia tem sido difundido pela facilidade de aplicação em campo e boas correlações com teor de matéria orgânica e produtividade (Bronick e Lal, 2005; Mueller et al., 2009; Guimarães et al., 2011; Askari et al., 2013; Giarola et al., 2013; Moncada et al., 2014). A massa seca de cobertura (MSC) e o teor de carbono orgânico (CO) são fatores fundamentais na formação de agregados do solo e melhoria das condições físicas (Franzluebbers, 2002; Thierfelder e Wall, 2009; Neris et al., 2012). O potencial matricial no ponto de inflexão ($|\Psi|_{\text{inflexão}}$) e a frequência relativa de macroporos (FRMac), mesoporos (FRMeso) e microporos (FRMic) são indicadores extraídos da curva de retenção muito utilizados e apresentam boa capacidade de distinguir sistemas agrícolas (Dexter, 2004a; Dexter e Bird, 2001 ; Reynolds et al., 2009 e Obia et al., 2016). Diante do exposto a infiltração de água no solo é um processo complexo que dificilmente será explicado com somente uma variável (Shukla et al., 2006).

Portanto o objetivo geral desse trabalho é identificar indicadores sensíveis ao processo de infiltração de água no solo e estabelecer um conjunto mínimo de indicadores capazes de prever o comportamento da infiltração.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Localização e caracterização da área experimental

O estudo foi realizado na estação experimental da Fundação ABC, situada no município de Ponta Grossa, região fisiográfica dos Campos Gerais, PR, Brasil (25°00'53"S e 50°09'07"W). O clima local é classificado como subtropical (Cfb) com temperatura média anual de 17,8°C e precipitação média acumulada de 1517 mm ano⁻¹ (Kottek et al., 2006). O estudo foi conduzido após a colheita das culturas de inverno (julho a outubro de 2015) em parcelas experimentais utilizadas anteriormente para pesquisa agrícola e, portanto conduzidas com rigor metodológico. A área de estudo abrange uma faixa de topo e de meia encosta com

declividades variando entre 9 e 16% e solo classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico.

3.4.2 Unidades experimentais

O experimento consistiu na aplicação de chuva simulada em 10 campos agrícolas com diferentes sistemas de culturas e manejo do solo com três repetições ($n=30$ parcelas experimentais). Cada unidade experimental foi delimitado por uma chapa de zinco removível de 1 m², com 0,1 m de altura e introduzida a 0,05 m de profundidade, com uma calha coletora de escoamento superficial em sua parte inferior (Kinnell, 2016). Na Tabela 1 são descritos os sistemas avaliados, o registro fotográfico, descrição detalhada das culturas ao longo do tempo estão nos Anexos 1 (pg. 130-137) e 3 (pg. 140-160). As estimativas da taxa de adubação fosfatada foram feitas considerando a variação de culturas ao longo do tempo e a descrição detalhada encontra-se no Anexo 2 (pg. 138-139).

Tabela 1. Manejo do solo e sistema de culturas nos campos agrícolas utilizados no estudo com chuva simulada.

Campo Agrícola	Descrição
P1	Área experimental em Latossolo Bruno com 9% de declividade, desde o inverno de 2012 (4 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 97,5 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 20 a 24 de junho de 2016 sobre resíduo de milho, quatro meses após a colheita mecanizada (antes do plantio da cultura de inverno). A área encontrava-se com baixa cobertura do solo (resíduo da colheita do milho) e presença visível de selamento superficial devido à ocorrência de chuvas naturais consecutivas.
P2	Área experimental em Latossolo Bruno com 7% de declividade, desde o verão de 2007 (9 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja, milho e feijão no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, feijão, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 86,7 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 7 a 10 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a

	<p>aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecação), porém com solo compactado pelo tráfego intenso de máquinas e pessoas por ser uma área constantemente utilizada em eventos de extensão (dias de campo), portanto, essa área com chuva simulada representa uma particularidade desse sistema de uso e manejo do solo.</p>
P3	<p>Área experimental em Latossolo Bruno com 8% de declividade, desde o verão de 2007 (9 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 76,7 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 11 a 14 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecação), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.</p>
P4	<p>Bordadura de uma área experimental em Latossolo Vermelho com 11% de declividade, desde o verão de 2010 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja, milho e feijão no verão e trigo e aveia preta durante o inverno. Devido essa área estar na bordadura de uma área experimental ela não recebe adubação completa e apresenta um baixo desenvolvimento de plantas em relação à área dentro da parcela. A chuva simulada foi aplicada de 17 a 18 de outubro de 2016 sobre resíduo de milho, oito meses após a colheita. A área encontrava-se com baixa cobertura do solo (resíduo da colheita de milho), baixa fertilidade do solo e alta compactação causada pelo tráfego intenso de máquinas (área de manobra de máquinas), portanto essa área representa uma particularidade desse sistema de uso e manejo do solo. Essa área foi escolhida como referência de um ambiente altamente degradado para ampliar o banco de dados referente aos fatores relacionados à perda de P via escoamento superficial.</p>
P5	<p>Área experimental em Latossolo Bruno com 11% de declividade, desde o inverno de 2010 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo, aveia branca e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 125 kg de P ha ano⁻¹. A chuva simulada foi aplicada de 19 a 24 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês</p>

	após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecação), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P6	Área experimental em Latossolo Bruno com 12% de declividade, desde o inverno de 2011 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 108 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 27 a 28 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecação), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P7	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 8% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema convencional (SC) com aração de discos a 20 cm de profundidade e duas gradagens de disco a 12 cm, antes de cada cultivo de inverno e de verão. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremoso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 4 a 9 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P8	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 9% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de cultivo mínimo (SC _{MIN}) com gradagem pesada a 15 cm de profundidade seguida de uma leve a 12 cm, antes de cada cultivo de inverno e de verão. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremoso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 10 a 11 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área

	encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P9	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 10% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 14 a 15 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P10	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 7% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de plantio direto escarificado (SPD _{ESC}) com dessecação por glifosato antes de cada semeadura e escarificação a 30 cm de profundidade a cada três anos antes da semeadura da cultura de inverno. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 16 a 18 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.

3.4.3 Indicadores de infiltração obtidos no campo e laboratório

3.4.3.1 Massa seca de cobertura do solo

A massa seca de cobertura do solo (MSC) foi mensurada em cada unidade experimental retirando duas sub-amostras de 0,04 m² cada de cobertura morta (8%

área total). A amostra composta foi seca em estufa a 60° C por 48h (Gregory, 1982). A massa seca foi aferida em balança de precisão e convertida para área de 1 m².

3.4.3.2 Granulometria e carbono orgânico

Em cada unidade experimental foram coletadas amostras deformadas nas camadas de 0-0,05 e 0,05-0,1 m. Cada amostra foi composta por 10 sub-amostras retiradas no sentido do declive. A amostra composta foi peneirada em malha de 2 mm e seca em estufa de circulação forçada a 45° C. O carbono orgânico (CO) foi determinado pelo método da combustão seca (Guidi et al., 2014). O teor de areia, silte e argila foi obtido pelo método do densímetro (Bouyoucos, 1962). Os resultados e análises utilizaram a média de cada indicador na camada 0-0,1 m.

3.4.3.3 Porosidade, densidade e condutividade hidráulica saturada

Em cada unidade experimental foram coletados dois anéis de 0,05 m de altura e 0,04 m de diâmetro nas camadas de 0-0,05 e 0,05-0,1 m. As amostras foram saturadas por ascensão durante um período mínimo de cinco dias. A porosidade total do solo (PT) foi considerada igual ao volume de água na amostra saturada. A condutividade hidráulica saturada (K₀) foi determinada pelo método de carga variável (Reynolds e Elrick, 2002). A densidade do solo (DS) foi determinada pela razão da massa de solo seco e volume do anel, após 24 h em estufa a 110°C (Klute e Dirksen, 1986). A umidade volumétrica na tensão de 330 cm H₂O (θ_{330}) foi medida em câmara de pressão de Richard (Richards e Weaver, 1944). Os resultados e análises utilizaram a média de cada indicador na camada 0-0,1 m.

3.4.3.4 Curva de retenção, ponto de inflexão e frequência de poros

As curvas de retenção de água no solo foram estimadas utilizando equações de pedotransferência do programa ROSETTA (Schaap et al., 2001). O programa ROSETTA foi considerado adequado para estimativa da curva de retenção de água em Latossolos brasileiros e utiliza como dados de entrada o teor de argila, areia, silte, DS e θ_{330} (Da Silva et al., 2017). Foi ajustada uma curva de retenção para cada campo agrícola considerando a média 0-0,1 m das variáveis de entrada do modelo. Como resultado foram obtidos os parâmetros de ajuste da curva de retenção de água no solo do modelo de Van Genuchten (1980) para os 30 campos avaliados (Eq. 1).

$$\theta(|\Psi|) = \frac{\theta_r + (\theta_s - \theta_r)}{[(1 + \alpha |\Psi|^n)^m]} \quad \text{Eq. 1}$$

Sendo: $\theta(|\Psi|)$ – umidade volumétrica em função do potencial matricial ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$); θ_r – umidade residual ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$); θ_s – umidade na saturação ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) e α , n e m – variáveis de ajuste do modelo Van Guenuchten. Para as estimativas da curva de retenção foi considerado a restrição de Mualem, portanto $m = (1 - (1/n))$.

As curvas de retenção foram estimadas individualmente para cada campo agrícola no intervalo de potencial matricial ($|\Psi|$) entre 0,001 e 15000 $\text{m H}_2\text{O}$ e apresentados em escala logarítmica. Na umidade de saturação (θ_s) a totalidade dos poros está preenchida por água, com o aumento do $|\Psi|$ a água é retirada gradualmente dos poros até atingir a umidade residual (θ_r). Portanto o intervalo de umidade entre a θ_s e o θ_r corresponde a PT do solo ($\theta_s - \theta_r = \text{PT} = 1$). A derivada de primeira ordem do modelo de Van Guenuchten ($d\theta/d|\Psi|$) estima a taxa de retirada de água por unidade de $|\Psi|$ e corresponde à frequência relativa de poros para cada unidade de $|\Psi|$. A conversão dos valores de $|\Psi|$ em raio do poro (r) foi feita considerando o modelo capilar Eq. 2 (Obia et al., 2016). A frequência acumulada de poros foi agrupada em três classes: macroporos ($r \geq 50 \mu\text{m}$), mesoporos ($15 \leq r < 50 \mu\text{m}$) e microporos ($r < 15 \mu\text{m}$) (Koorevaar et al., 1983).

$$|\Psi| = \frac{2\gamma \cdot \cos\theta}{\rho g r} \quad \text{Eq. 2}$$

Sendo: $|\Psi|$ – potencial de matricial ($\text{m H}_2\text{O}$), γ – tensão superficial da água ($0,0728 \text{ N m}^{-1}$ a 20°C), ρ – densidade da água (1000 Kg m^{-3}), g – constante gravitacional ($9,81 \text{ m s}^{-2}$) e θ – ângulo de contato água e sólidos e r – poro do raio (μm).

O potencial matricial no ponto de inflexão da curva de retenção de água ($|\Psi|_{\text{inflexão}}$) foi obtido pela derivada de segunda ordem do modelo de Van Guenuchten de acordo com a Eq. 3 (Dexter e Bird, 2001).

$$|\Psi|_{\text{inflexão}} = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{1}{m} \right)^{\frac{1}{n}} \quad \text{Eq. 3}$$

Sendo: $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ – potencial matricial no ponto de inflexão (m H₂O) e α , n e m – variáveis de ajuste do modelo Van Guenuchten. Para as estimativas do ponto de inflexão da curva de retenção foi considerado a restrição de Mualem, portanto $m = (1-(1/n))$.

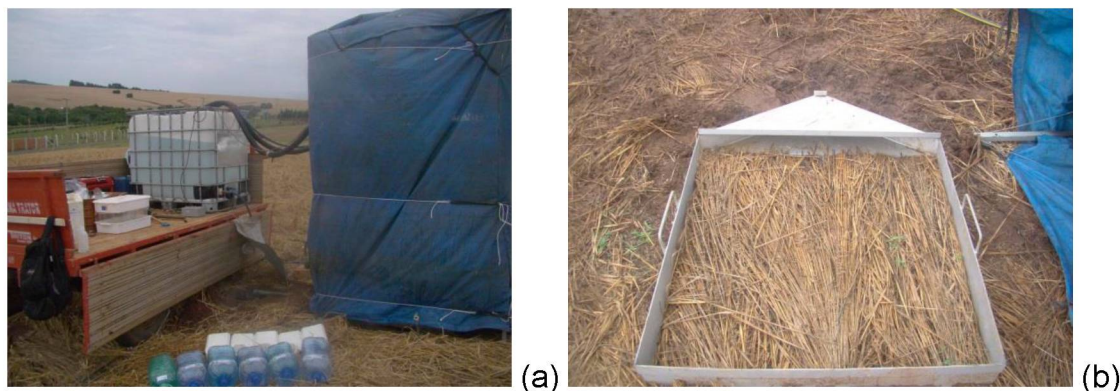
3.4.3.5 Análise visual da estrutura do solo

No centro de cada unidade experimental foi realizada a avaliação visual da estrutura do solo (VESS) (Ball et al., 2007). Para isso foi retirado um monólito de solo com aproximadamente 0,2 de largura, 0,15 de espessura e 0,25 m de profundidade, o monólito foi estratificado em camadas homogêneas de estrutura e classificado com valor: 1 (friável), 2 (intacta), 3 (firme), 4 (compactada) e 5 (muito compactada) de acordo com a metodologia original. O resultado final foi obtido pela média do valor ponderado pela espessura da camada de 0-0,1 m (VESS10) e 0-0,25 m (VESS25) (metodologia original). A divisão foi feita para avaliar o VESS dentro da camada onde foram coletados os demais indicadores (0-0,1 m) e a metodologia original.

3.4.4 Chuva simulada e ajuste da infiltração

O simulador de chuva foi instalado a 2,4 m do solo em uma estrutura de metal transportável. A estrutura teve seu entorno protegido para evitar interferência dos ventos (Nešpor e Sevruck, 1999) (Figura 1). O simulador utilizado foi do tipo nozzle, equipado com bico vejeet 80.100, programado para aplicar uma intensidade constante de chuva de 60 mm h⁻¹ com pressão de 32 Kpa (Meyer e Mccune, 1958). A intensidade de chuva de 60 mm h⁻¹ corresponde à intensidade máxima de chuva provável para um evento de 60 minutos com um tempo de retorno de 20 anos para região de Ponta Grossa.

Figura 1. Simulador protegido durante o teste de infiltração (a) e unidade experimental instalada em campo (b).



O início do escoamento superficial (ES) foi identificado visualmente, pela formação de uma vazão constante. A coleta de ES foi realizada em intervalos de tempo de 1, 2, 5 e 10 min, cada intervalo se repete cinco vezes antes de se adotar o intervalo imediatamente superior (De Almeida et al., 2018). As coletas com intervalo de 10 minutos se repetem até a estabilização do ES (medição de três volumes iguais). O volume de ES coletado em cada intervalo de tempo foi medido com proveta graduada de 1 L.

A taxa de infiltração (i) em cada período de tempo foi calculada considerando a lâmina precipitada menos a escoada. A infiltração acumulada (I) foi obtida acumulando a i em cada intervalo de tempo. A I observada em campo foi utilizada para ajustar os modelos de Kostiakov-Lewis (Eq. 4), Horton (Eq. 5) e Philip (Eq. 6).

$$\hat{I} = kt^n + if \times t \quad \text{Eq. 4}$$

$$\hat{I} = if \times t + \frac{(i_0 - if)}{\beta} [1 - e^{-\beta t}] \quad \text{Eq. 5}$$

$$\hat{I} = \gamma \times t^{1/2} + if \times t \quad \text{Eq. 6}$$

Sendo: \hat{I} – infiltração acumulada estimada (mm hora⁻¹); i_0 – taxa inicial de infiltração estimada; if – taxa final de infiltração estimada (mm hora⁻¹); t – tempo de ensaio (horas); k , n e β – variáveis de ajuste; γ – sorptividade do solo (mm hora^{-1/2}).

3.4.5 Análises estatísticas

3.4.5.1 Ajuste dos modelos de infiltração e análise de eficiência dos modelos

O ajuste dos modelos foi feito considerando os valores observados e estimados de I ao longo do tempo, como descrito por Assouline (2013). As variáveis de ajuste dos modelos foram obtidas utilizando regressão não linear pelo método de Gauss-Newton utilizando o pacote “nlmrt” do software R-CRAN (Nash e Nash, 2012). A eficiência dos modelos de infiltração foi avaliada comparando os valores de infiltração acumulada e taxa de infiltração, mensurados e estimados pelos diferentes modelos ao longo do tempo.

Para avaliar os ajustes foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson (R), raiz do erro médio ao quadrado (RMSE) e erro médio (ME) (Parchami-Araghi et al., 2013). Os resultados de ajuste são extensos, pois são 3 ajustes (Kostiakov-

Lewis, Horton e Philip) em 30 condições (10 campos agrícolas com 3 unidades experimentais), totalizando 90 ajustes. Com objetivo de facilitar a comparação entre diferentes modelos foi obtido o valor médio de RMSE (μ RMSE), ME (μ ME) e R (μ R), considerando os 30 campos agrícolas. Como a μ RMSE ilustra a precisão e a regularidade de um modelo, o desvio padrão de RMSE (σ RMSE) também foi introduzido como um índice de avaliação. O melhor modelo foi escolhido pela apresentação de menores valores de μ RMSE, μ ME, valores de ME neutros e maximização do R ($R=1$) considerando os 30 campos agrícolas.

3.4.5.2 Análise hierárquica (cluster)

A análise hierárquica foi utilizada para agrupar os campos agrícolas em função das variáveis de ajuste do modelo de Horton e foi realizada utilizando o pacote dendextend do programa R-CRAN (Galili, 2015). Os dendrogramas foram construídos levando em consideração a distancia euclidiana e o método de ligação empregado foi de ligação simples.

3.4.5.3 Correlação, regressão e teste de média

A correlação e regressão são duas técnicas estreitamente relacionadas, que visa estimar uma relação que possa existir entre os indicadores avaliados e a infiltração de água no solo. Quando a correlação foi significativa, independente do seu sentido, o indicador foi considerado sensível à variação de infiltração. Para as variáveis sensíveis foi obtida a regressão linear ($y(x) = b_0 + b_1 \cdot x$). Independente do resultado da correlação foi calculado a média de cada indicador para os diferentes grupos de infiltração. As análises de correlação Pearson, mínimos quadrados (regressão linear) e o teste de Tukey foram realizadas no software R utilizando o pacote de análises agricolae (De Mendiburu, 2014).

3.4.5.4 Análise fatorial

Análise fatorial foi realizada com objetivo de identificar a interação entre as variáveis do banco de dados e foi realizada no software R utilizando o pacote psych (Revelle, 2017). Para a interpretação da análise foram utilizados os fatores com autovalor maior que 1. Para facilitar a interpretação dos resultados foi realizada uma rotação varimax considerando o vizinho mais próximo utilizando o pacote

GPArotation (Hewson, 2018). As variáveis com correlação maior que 0,7 foram consideradas associadas aos fatores estimados.

3.4.5.5 Conjunto mínimo de indicadores

Para ajustar os modelos de previsão dos grupos de infiltração foi utilizado o modelo de regressão logística (Preisser et al., 2016) (Eq. 7). A regressão logística pondera o sinal das múltiplas variáveis, soma esses sinais e passa-os por uma função achatamento, produzindo uma probabilidade, se essa probabilidade for maior do que um limiar, a regressão logística dispara, ou seja, retorna 1, caso os sinais recebidos não forem fortes o suficiente, a regressão logística não dispara, produzindo zero. Os modelos foram ajustados considerando os cinco indicadores mais sensíveis à infiltração. Foi testada a eficiência das estimativas para os indicadores isolados (univariada) e para todas as combinações sem repetição considerando: dois, três, quatro e cinco indicadores (multivariada), totalizando 31 funções ajustadas. As funções logísticas foram ajustadas com auxílio do programa STATISTICA 10.

$$P(x) = \frac{e^{B_0 + (B_1 \times IND1) + (B_2 \times IND2) \dots + (B_n \times INDn)}}{1 + e^{B_0 + (B_1 \times IND1) + (B_2 \times IND2) \dots + (B_n \times INDn)}} \quad \text{Eq. 7}$$

A inclusão dos resultados como 0 ou 1 respeitam as seguintes condições:

Se: $0 > P \leq 0,5 = 0$

Se: $0,5 > P \leq 1 = 1$

Sendo: $P(x)$ – probabilidade associada ao campo agrícola (adimensional); B_0 – variável de ajuste constante; B_n – coeficiente angular associado ao indicador n ; $INDn$ – indicador de infiltração de água no solo n .

Para verificar a eficiência dos modelos ajustados, o vetor de classes obtidas pela análise hierárquica foi binarizado (0 e 1) e utilizado como classe padrão. Portanto a taxa de acerto foi calculada comparando a classe padrão com a classe estimada pelos diferentes ajustes realizados (matriz de confusão). A igualdade entre classes caracteriza um acerto e classes diferentes um erro. A avaliação dos ajustes foi calculada considerando a soma das taxas de acerto de 0 e 1 ($100 + 100 = 200$) divididas por 200.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Base de dados

A análise descritiva do banco de dados demonstra a amplitude dos indicadores utilizados no estudo (Tabela 2). O alto coeficiente de variação (CV) é um indicador que os campos avaliados possuem atributos distintos. A variação dos atributos foi promovida pelas diferentes práticas de manejo de solo e sistemas de cultura (Tabela 1). A densidade do solo (DS), por exemplo, apresentou baixo CV (9,47%) com média de 1267 kg m^{-3} , em Latossolos no Brasil a densidade crítica varia em torno de 1200 a 1600 kg m^{-3} , dependendo da cultura agrícola, textura e matéria orgânica do solo. A análise visual da estrutura do solo variou entre 1 (estrutura friável) e 4,1 (estrutura compactada). Desta forma é grande a possibilidade de campos agrícolas com problemas físicos em decorrência do aumento da DS e VESS (Reichert et al., 2009). A condutividade hidráulica saturada (K0) apresentou CV de 122% e está dentro da variação relatada em estudos similares (100 a 400%) (Reynolds et al., 2000; Gwenzi et al., 2011; Blanco-Canqui et al., 2017).

Tabela 2. Análise descritiva dos indicadores na camada de 0 a 0,1 m.

Variável	Menor	Maior	Média	Desvio padrão	CV ⁽¹³⁾
MSC ⁽¹⁾	0,54	2,20	1,31	0,52	39,15
CO ⁽²⁾	9,23	21,15	16,46	2,90	17,62
VESS10 ⁽³⁾	1,00	4,10	1,91	0,96	50,28
VESS25 ⁽⁴⁾	1,00	4,34	2,11	0,96	45,38
Argila ⁽⁵⁾	348,50	530,50	466,77	53,85	11,54
DS ⁽⁶⁾	1053,48	1474,92	1267,87	120,03	9,47
$ \Psi $ inflexão ⁽⁷⁾	0,18	0,54	0,28	0,11	38,34
PT ⁽⁸⁾	0,45	0,57	0,52	0,03	5,79
K0 ⁽⁹⁾	1,30	94,68	18,66	22,87	122,52
FRMac ⁽¹⁰⁾	3,35	7,43	5,72	1,16	20,72
FRMes ⁽¹¹⁾	14,53	20,90	18,15	1,88	10,51
FRMic ⁽¹²⁾	71,65	82,10	76,12	3,03	39,12

⁽¹⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m^{-2}); ⁽²⁾CO – carbono orgânico (g dm^{-3}); ⁽³⁾VESS10 – análise visual da estrutura do solo 10 cm (adimensional); ⁽⁴⁾VESS25 – análise visual da estrutura do solo 25 cm (adimensional); ⁽⁵⁾Argila – teor de argila (g kg^{-1}); ⁽⁶⁾DS – densidade do solo (kg m^{-3}); ⁽⁷⁾ $|\Psi|$ inflexão – potencial no ponto de inflexão (m H₂O); ⁽⁸⁾PT – porosidade total ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); ⁽⁹⁾K0 – condutividade hidráulica saturada (mm hora^{-1}); ⁽¹⁰⁾FRmac – frequência relativa de macroporos (raio: $r \geq 50 \mu\text{m}$); ⁽¹¹⁾FRmes – frequência

relativa de mesoporos poros (raio: $15 \leq r < 50 \mu\text{m}$) e ⁽¹²⁾FRmic– frequência relativa de microporos (raio: $r < 15 \mu\text{m}$) e ⁽¹³⁾CV – coeficiente de variação (%).

3.5.2 Avaliação dos modelos de infiltração

Os modelos de infiltração foram aplicados em diferentes sistemas de culturas e manejo do solo (Tabela 1) com uma grande variação de atributos na base de dados (Tabela 2), o que determinou um alto coeficiente de variação das variáveis de ajuste (Tabela 3). O alto CV das variáveis de ajuste é um bom indicativo, pois demonstra que os modelos avaliados, foram sensíveis e conseguiram se ajustar a diferentes condições e reproduzir a diversidade de sistemas de culturas e manejo do solo dos campos agrícolas estudados. Uma análise de sensibilidade considerando os diferentes modelos avaliados foi inserida no Anexo 6 e demonstra de maneira geral a influencia de cada variável de ajuste nos modelos de infiltração ajustados (pg. 167-170).

Tabela 3. Estatística descritiva das variáveis de ajuste dos diferentes modelos de infiltração de água no solo testados.

Variável de ajuste	Menor	Maior	Média	Desvio padrão	CV ⁽⁷⁾
Kostiakov-Lewis					
$k^{(1)}$	5,17	46,75	27,61	11,30	40,9
$n^{(2)}$	0,42	0,99	0,86	0,13	14,7
$if^{(3)}$	0,00	27,18	11,10	11,50	103,6
Horton					
$if^{(3)}$	14,43	44,79	29,50	8,73	29,6
$\beta^{(4)}$	0,10	11,62	2,32	2,85	122,82
$I_0^{(5)}$	30,10	57,85	47,15	6,97	14,78
Philip					
$\gamma^{(6)}$	0,28	14,73	5,01	3,61	72,09
if	10,84	53,55	33,51	11,87	35,41

⁽¹⁾ e ⁽²⁾ k e n – variáveis empíricas do modelo Kostiakov-Lewis; ⁽³⁾ taxa de infiltração final estimada pelos modelos; ⁽⁴⁾ β – variável empírica do modelo Horton; ⁽⁵⁾ I_0 – taxa de infiltração inicial estimada no modelo Horton; ⁽⁶⁾ γ – sorptividade do solo (mm h^{-1}) estimada no modelo Philip; ⁽⁷⁾ CV – coeficiente de variação (%).

A alta média do coeficiente de correlação (μR) (Tabela 4) demonstra a precisão dos modelos testados em distinguir as variações de infiltração acumulada

observadas em campo, no entanto foi identificado aumento da raiz do erro médio ao quadrado (RMSE), o que indica falta de exatidão em alguns casos (Tabela 4). O RMSE é dado em milímetros (mm) e representa o erro absoluto nas estimativas de infiltração acumulada (\hat{I}) por unidade de tempo, portanto é um vetor que soma os valores superestimados e subestimados em um único sentido. O modelo de Horton apresentou maior exatidão para as estimativas de \hat{I} com RMSE médio (μ RMSE) de 0,05 mm e desvio padrão (σ RMSE) de 0,12 mm. Os modelos de Philip e Kostiakov-Lewis foram menos exatos que o Horton com μ RMSE superior e σ RMSE de até 0,83 mm indicando maior dispersão do erro. O erro médio (ME) foi obtido pela média do erro por período de tempo, portanto o vetor de erro pode assumir valores positivos e negativos, o que permite identificar o viés do modelo. A média do ME (μ ME) próxima de zero demonstra que os erros positivos e negativos se anulam nas estimativas de \hat{I} (Tabela 4).

Tabela 4. Avaliação de precisão e exatidão dos modelos de infiltração em relação à infiltração acumulada mensurada (I) e estimada pelos diferentes modelos (\hat{I}) ($n=30$).

Indicadores de ajuste	Infiltração acumulada (mm)		
	Kostiakov-Lewis	Horton	Philip
μ RMSE ⁽¹⁾	0,13	0,05 *	0,29
σ RMSE ⁽²⁾	0,42	0,12 *	0,83
μ ME ⁽³⁾	0,04	0,04	0,03 *
μ R ⁽⁴⁾	1,00 ^{*(5)}	1,00 *	1,00 *

⁽¹⁾ μ RMSE – valor médio da raiz do erro médio ao quadrado ($n=30$); ⁽²⁾ σ RMSE – desvio padrão da raiz do erro médio ao quadrado ($n=30$); ⁽³⁾ μ ME – valor médio do erro médio ($n=30$); ⁽⁴⁾ μ R – valor médio da correlação de Pearson ($n=30$) e ⁽⁵⁾* – menores valores de μ RMSE ($\rightarrow 0$), μ ME ($\rightarrow 0$), valores de ME neutros ($\rightarrow 0$) e maximização do R ($\rightarrow 1$).

A taxa de infiltração estimada (\hat{i}) foi comparada com a taxa de infiltração mensurada (i) ao longo do tempo e demonstrou boa precisão com valores de μ R adequados em todos os modelos (Philip, Kostiakov-Lewis e Horton), porém o melhor foi o modelo de Horton com μ R de 0,91 (Tabela 5). Os indicadores de exatidão (μ RMSE e σ RMSE) referentes à taxa de infiltração estimada (Tabela 5), da mesma forma que para a infiltração acumulada estimada (Tabela 4) foram melhores no modelo Horton. A ocorrência de valores negativos da μ ME demonstra que as estimativas dos três modelos testados tendem a subestimar os valores observados.

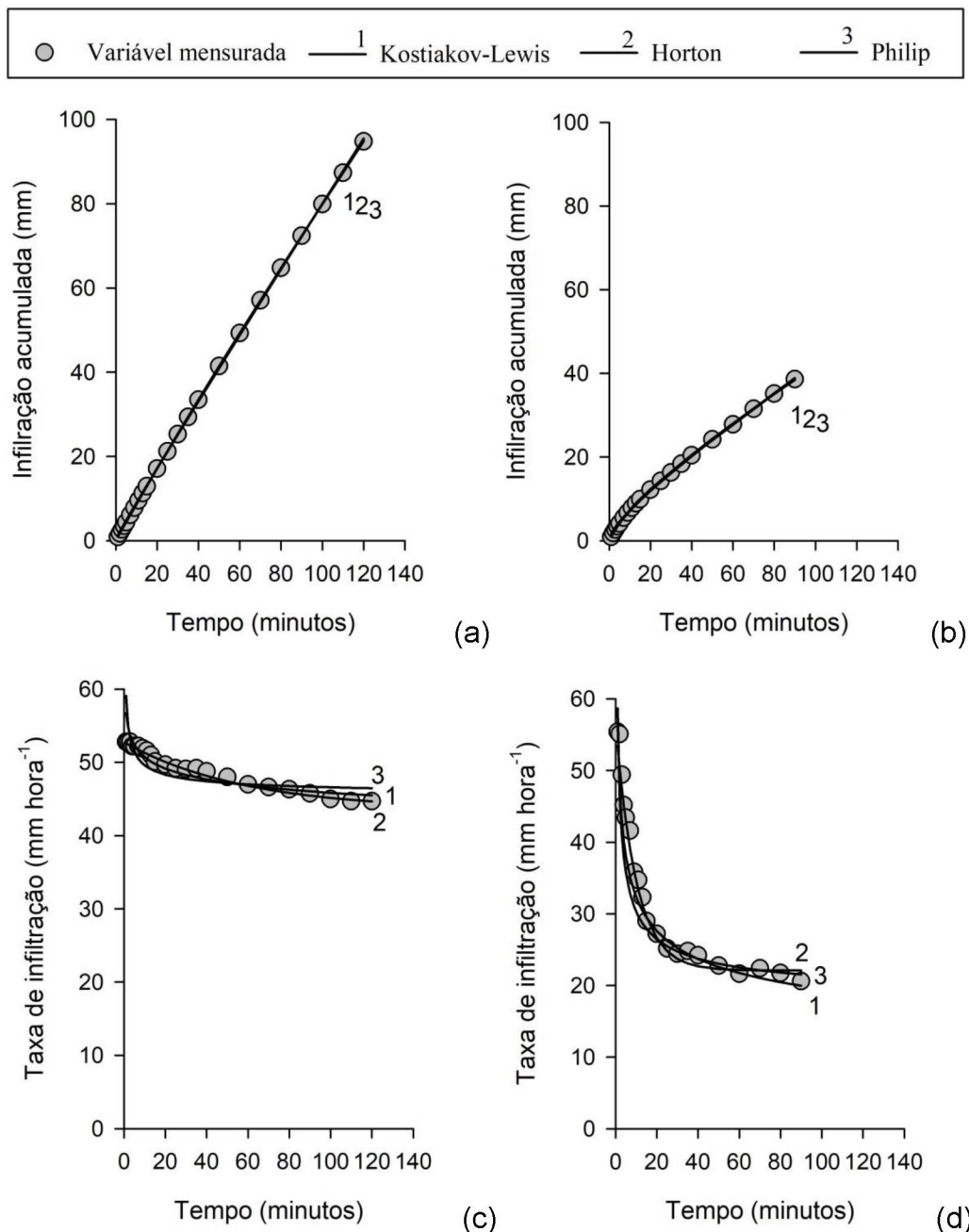
Tabela 5. Avaliação de precisão e exatidão dos modelos de infiltração em relação à taxa de infiltração medida (i) e estimada pelos diferentes modelos (î) ($n=30$).

Indicadores de ajuste	Taxa de infiltração (mm h^{-1})		
	Kostiakov-Lewis	Horton	Philip
$\mu\text{RMSE}^{(1)}$	5,89	3,10 ^{*(5)}	9,41
$\sigma\text{RMSE}^{(2)}$	11,41	4,10 *	17,01
$\mu\text{ME}^{(3)}$	-0,73	-0,37 *	-0,38
$\mu\text{R}^{(4)}$	0,88	0,91 *	0,81

⁽¹⁾ μRMSE – valor médio da raiz do erro médio ao quadrado ($n=30$); ⁽²⁾ σRMSE – desvio padrão da raiz do erro médio ao quadrado ($n=30$); ⁽³⁾ μME – valor médio do erro médio ($n=30$); ⁽⁴⁾ μR – valor médio da correlação de Pearson ($n=30$) e ⁽⁵⁾* – menores valores de μRMSE ($\rightarrow 0$), μME ($\rightarrow 0$), valores de ME neutros ($\rightarrow 0$) e maximização do R ($\rightarrow 1$).

Em última análise todos os modelos testados apresentaram boa precisão e exatidão para a infiltração acumulada (Figura 2a e b), no entanto para taxa de infiltração o modelo de Horton foi mais adequado para a maioria dos casos analisados com μR de 0,91 e menor dispersão entre os valores observados e estimados com μRMSE de 3,10 e σRMSE de 4,1 (Figura 2c e d). O modelo de Horton tem demonstrado grande flexibilidade com melhores resultados em áreas com aplicação de dejetos líquido bovino (Cherobim et al., 2015) e diferentes usos e manejos do solo (De Almeida et al., 2018). Apesar da superioridade do modelo de Horton os modelos de Kostiakov-Lewis e Philip também estimaram valores próximos aos observados.

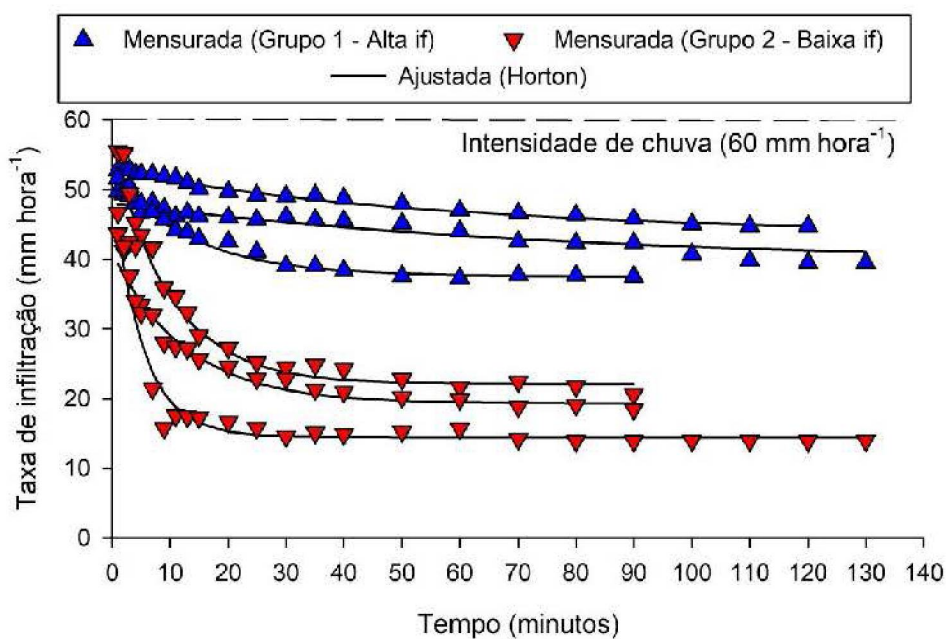
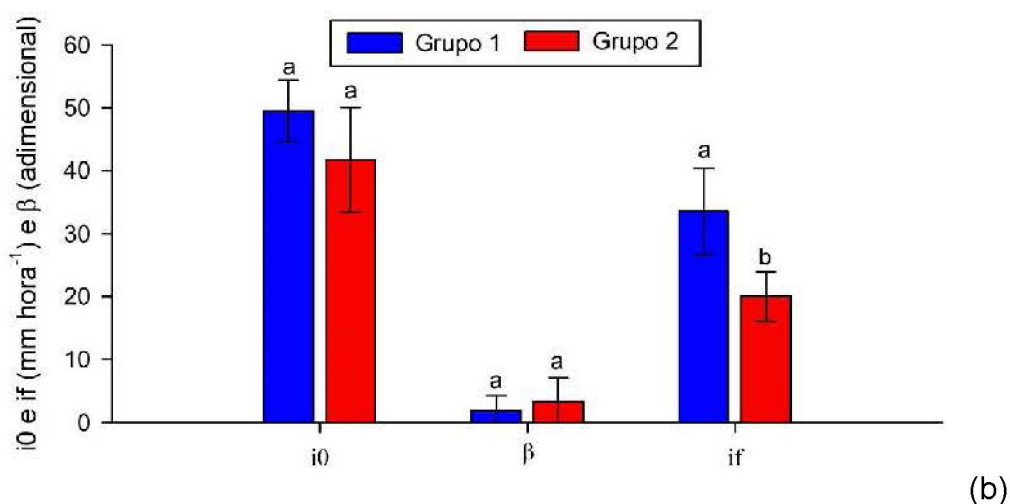
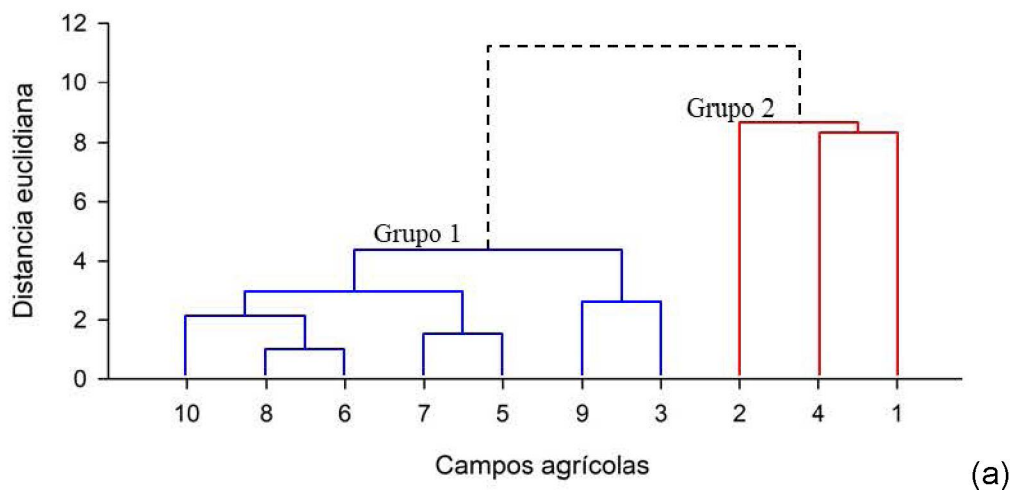
Figura 2. Infiltração acumulada e taxa de infiltração observada e estimada pelos modelos de Kostiakov-Lewis, Horton e Philip. (a) infiltração acumulada em campo representativo do Grupo 1 – alta if; (b) infiltração acumulada em campo representativo do Grupo 2 – baixa if; (c) taxa de infiltração em campo representativo do Grupo 1 – alta if e (d) taxa de infiltração em campo representativo do Grupo 2 – baixa if.



3.5.3 Separação de grupos de infiltração de água no solo

Para separar grupos em relação à infiltração de água no solo ao longo do tempo foi considerada a média das variáveis de ajuste i_0 , β e i_f para os 10 campos agrícolas avaliados. A análise hierárquica separou dois grupos distintos entre si que foram identificados como Grupo 1 ($n=21$) e Grupo 2 ($n=9$) (Figura 3a).

Figura 3. Separação de grupos de infiltração. (a) dendrograma da análise hierárquica utilizando a distância euclidiana e método de ligação simples; (b) teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os grupos formados pela análise hierárquica para as variáveis de ajuste do modelo de Horton (i_0 – taxa de infiltração inicial estimada, β – variável empírica, i_f – taxa de infiltração final) (c) taxa de infiltração ao longo do tempo em campos representativos do grupo de alta e baixa i_f .



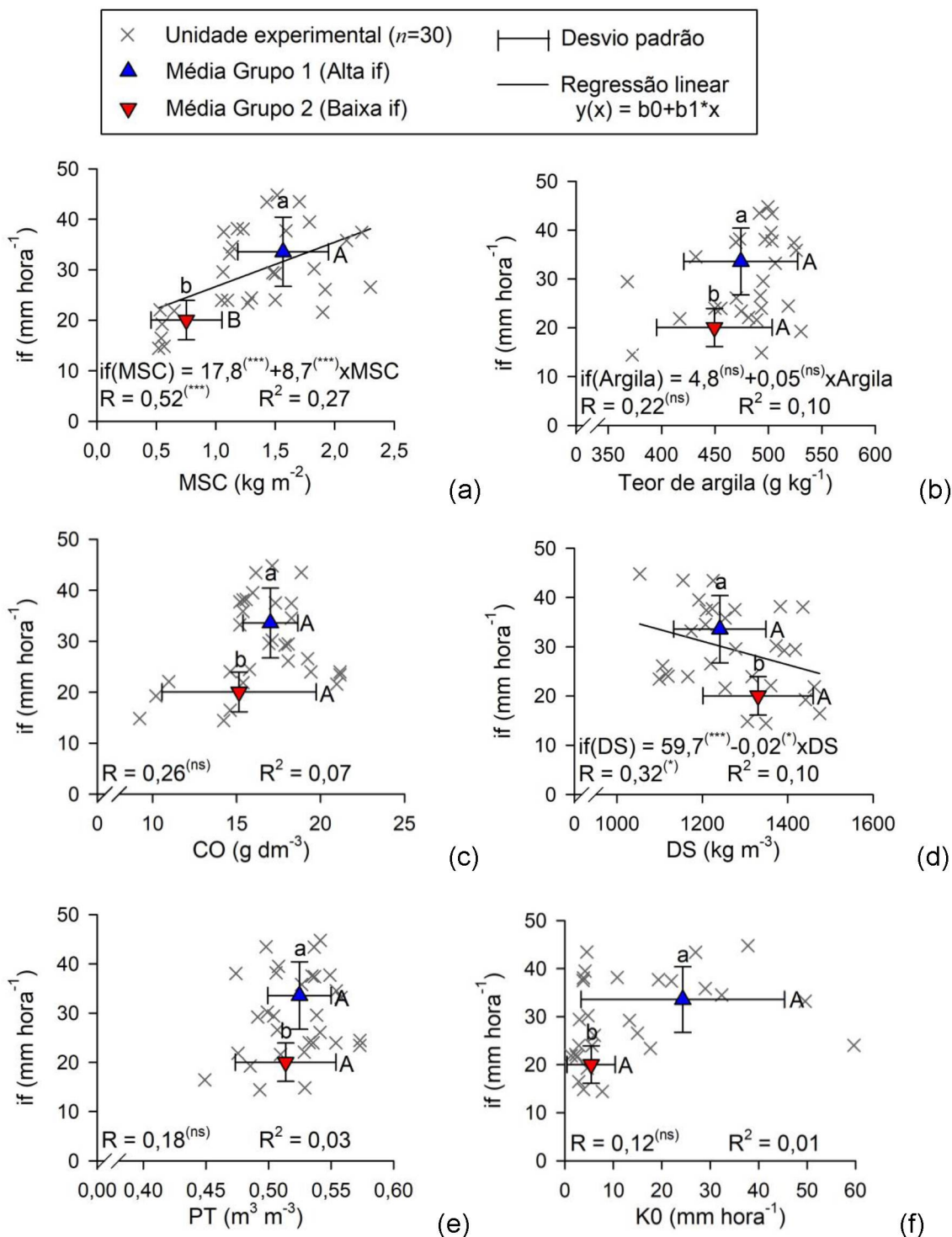
Para auxiliar na interpretação da análise hierárquica e verificar a importância de cada variável de ajuste na formação dos grupos, foi realizado teste de médias ($p < 0,05$) das variáveis de ajuste do modelo de Horton (i_0 , β e i_f) (Figura 3b). A interação significativa dos valores de i_f para os grupos 1 e 2 demonstra que a sua variação foi mais importante na distinção dos grupos, portanto a i_f foi utilizada como medida representativa do processo de infiltração, e os grupos 1 e 2 foram classificados como alta e baixa i_f , respectivamente (Figura 3c).

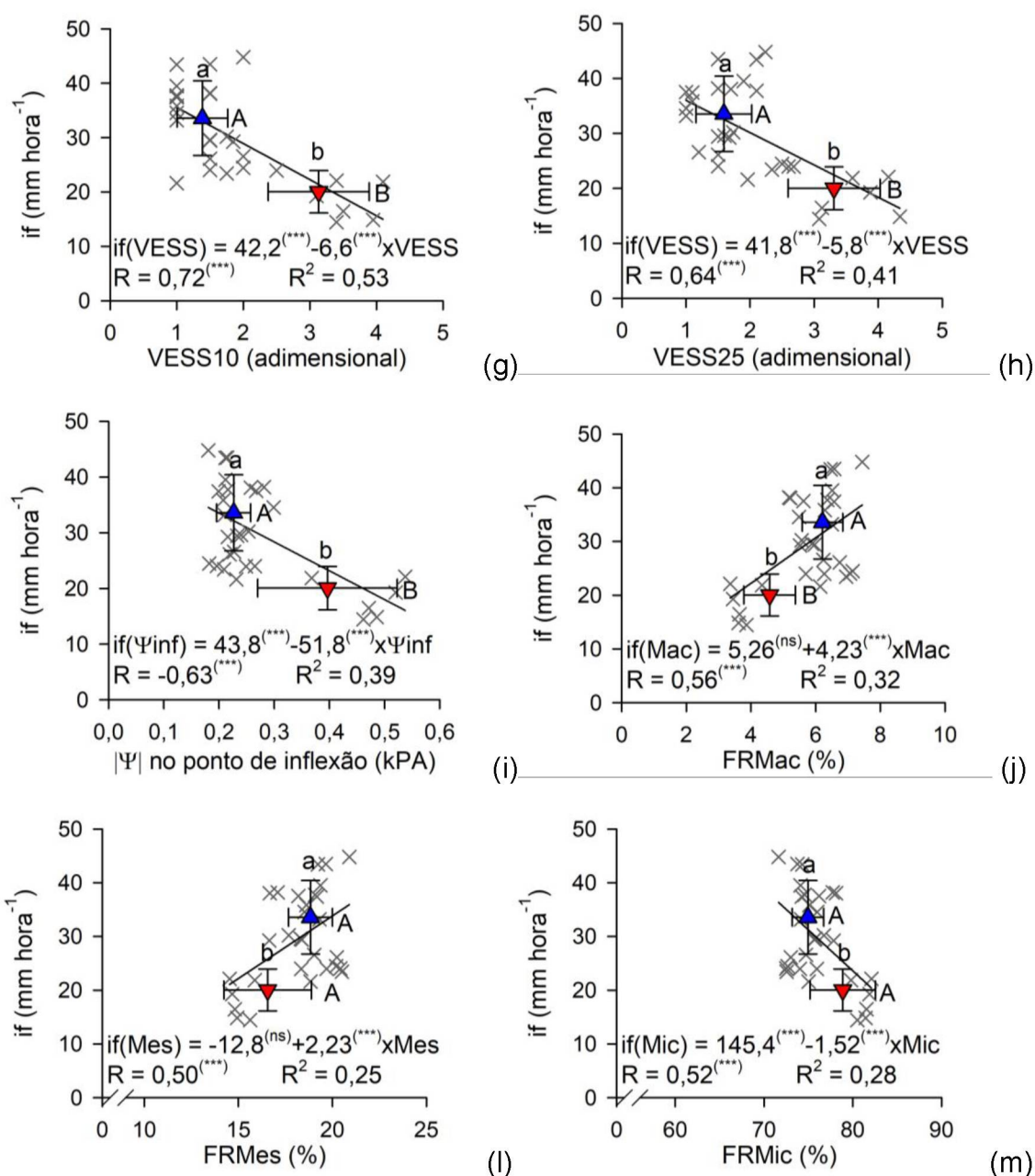
A média de i_f foi de $33,5 \text{ mm hora}^{-1}$ para o Grupo de alta i_f e 20 mm hora^{-1} para o Grupo de baixa i_f (Figura 2b). Tendo em vista que a intensidade de chuva foi igual para todos os campos agrícolas (60 mm hora^{-1}) o Grupo de alta i_f demonstrou maior eficiência em interceptar e redistribuir o mesmo volume de água com baixo decréscimo da taxa de infiltração ao longo do tempo e uma estabilização longa e difusa (Figura 3c). Para os casos de baixa i_f a redução da taxa de infiltração é alta dentro dos primeiros minutos com uma estabilização bem definida. A diferença do formato da curva de infiltração é indicada pela variável de ajuste β que apresentou uma tendência ($p < 0,2$) de valores mais acentuados para os casos de baixa i_f .

3.5.4 Relação linear entre infiltração de água no solo e indicadores de fácil obtenção

O aumento de massa seca de cobertura (MSC) se correlacionou com o aumento da i_f ($p < 0,1$) e os coeficientes b_0 e b_1 foram significativos ($p < 0,01$), demonstrando boa relação linear entre as variáveis (Figura 4a). A relação entre a MSC e i_f é explicada pelo efeito de proteção do impacto das gotas de chuva que reduz a desagregação e o selamento da camada superficial, facilitando o fluxo vertical de água (Zuazo e Pleguezuelo, 2008). Em condições com MSC próxima a $0,5 \text{ kg m}^{-2}$ ($n=6$), a i_f variou entre 12 e 22 mm hora^{-1} , o mesmo tipo de variação foi identificada para MSC próximas a $1,0 \text{ kg m}^{-2}$ ($n=8$) com i_f entre 20 e 40 mm hora^{-1} . O resultado demonstra uma variação não explicada da i_f para mesma faixa de MSC, reduzindo o coeficiente de regressão ($R^2 = 0,27$). No entanto a MSC foi eficiente em separar os grupos de alta e baixa i_f ($p < 0,05$) com média de $1,6 \text{ kg m}^{-2}$ para o grupo de alta i_f , duas vezes maior que o grupo de baixa i_f com $0,75 \text{ kg m}^{-2}$ (Figura 4a). O ponto de intersecção entre os grupos ocorre entre 1,0 e $1,2 \text{ kg m}^{-2}$ de MSC, onde foram classificadas unidades experimentais de alta ($n=9$) e de baixa i_f ($n=3$), demonstrando que existem outros fatores importantes na variação de i_f .

Figura 4. Correlação e regressão da taxa de infiltração final aparente estimada pelo modelo Horton (if) com diferentes indicadores e teste de Tukey entre grupos de alta e baixa if ($p < 0,05$). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os grupos de alta em baixa if sendo a letra minúscula referente a if (eixo y) e letra maiúscula referente ao indicador (eixo x) ($p < 0,05$). (a) MSC – massa seca de cobertura; (b) teor de argila; (c) CO – carbono orgânico; (d) DS – densidade do solo; (e) PT – porosidade total; (f) K0 – condutividade hidráulica saturada; (g) VESS10 – análise visual da estrutura 0,1 m; (h) VESS25 – análise visual da estrutura do solo 0,25 m; (i) potencial matricial ($|\Psi|$) no ponto de inflexão; (j) FRMac – frequência relativa de macroporos (raio: $r \geq 50 \mu\text{m}$); (l) FRMes – frequência relativa de mesoporos poros (raio: $15 \leq r < 50 \mu\text{m}$) e (m) FRMic – frequência relativa de microporos (raio: $r < 15 \mu\text{m}$).





O teor de argila é uma variável sensível à dinâmica de água no solo e muito utilizada no desenvolvimento de modelos de pedotransferência para prever a curva de retenção e infiltração de água no solo (Schaap et al., 2001; Parchami-Araghi et al., 2013). Em um contexto de generalização a variação no teor de argila é obrigatória, no entanto para verificar diferenças promovidas pelas práticas de uso e manejo, e mensurar a importância de outros fatores foi necessário isolar essa variável. Portanto a independência da *if* em relação ao teor de argila demonstra que as unidades experimentais tem uma origem pedológica muito similar e a variação de *if* foi resultado da interação com outros fatores (Figura 4b). O teste de médias

confirma igualdade entre os grupos de alta e baixa if, com média e desvio muito próximos, o que indica similaridade da distribuição de frequência (Figura 4b).

O teor de carbono orgânico (CO) se correlacionou com a if ($p < 0,1$) (Figura 4c), no entanto apresentou baixa capacidade de distinguir os ambientes de alta e baixa if. A maior dispersão foi identificada no Grupo de baixa if, com probabilidade de ocorrer valores entre 10 e 20 g dm⁻³. Para o Grupo de alta if o intervalo de confiança foi mais consistente e apresentou valores entre 15 e 28 g dm⁻³. Observando a distribuição dos dados a intersecção mais provável ocorre aos 15 g dm⁻³, no entanto foram registradas unidades experimentais no Grupo de baixa if com CO maior que 20 g dm⁻³ ($n=3$).

O aumento de DS reduziu a if ($p < 0,1$), no entanto a dispersão entre os valores observados e estimados pelo modelo linear foi muito baixa ($R^2= 0,1$) (Figura 4d). Os grupos de alta e baixa if foram considerados estatisticamente iguais com intersecção entre 1200 e 1380 kg m⁻³. Comportamento similar de baixa eficiência do modelo linear foi observado para porosidade total (PT) e condutividade hidráulica saturada (K0) (Figura 4e e f). No entanto, a variação de K0 no grupo de baixa if foi bem consistente, com valores entre 1,3 e 10 mm hora⁻¹, com média de 5,4 mm hora⁻¹. Os resultados demonstram que os solos apresentam um espaço poroso muito similar, no entanto existem variações da proporção ou distribuição dessa porosidade, que modifica o comportamento hidráulico dos solos de alta e baixa if.

A análise visual da estrutura do solo (VESS) foi sensível a variação de if ($p < 0,01$) (Figura 4g e h). A redução do VESS indica uma estrutura mais friável, composta por pequenos agregados e ausência de camadas compactadas (Figura 5a). O aumento de VESS indica gradualmente a perda de qualidade estrutural do solo com aumento dos agregados e da sua resistência (Figura 5b, c e d) e promoveu uma redução significativa de if ($p < 0,01$). Estes resultados complementam o trabalho realizado na região de Ponta Grossa, no mesmo grupo de solos, que identificou uma redução de produtividade associada ao aumento de VESS (Giarola et al., 2013).

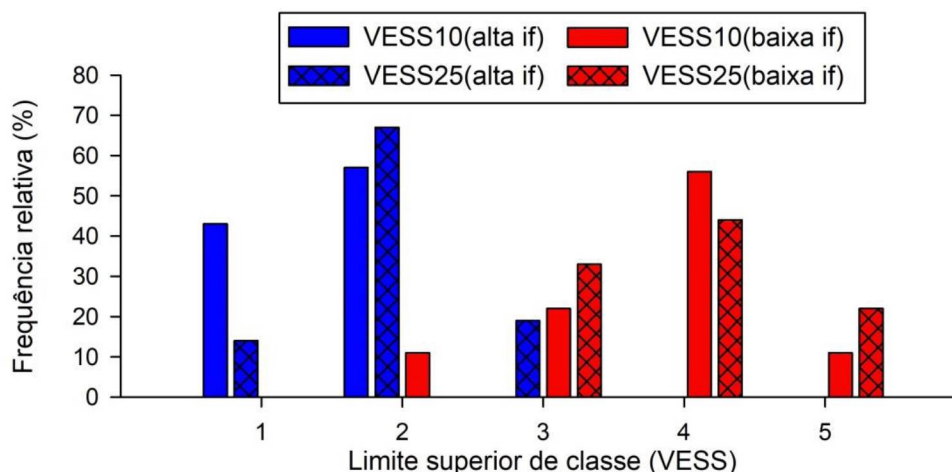
Figura 5. Análise visual da estrutura do solo (VESS). Exemplos da estrutura do solo de campos agrícolas representativos do estudo para as diferentes classes de VESS. (a) 1=estrutura friável; (b) 2= estrutura intacta; (c) 4= estrutura compactada e (d) 5=estrutura muito compactada.



O resultado de VESS foi significativo para camadas de 0,10 (VESS10) e 0,25 m (VESS25), no entanto, o melhor ajuste linear foi para o VESS10 ($R^2 = 0,53$) (Figura 3g). A melhor eficiência do VESS10 foi atribuída ao efeito de diluição que ocorre para VESS25, com resultados mais rigorosos para ambos os grupos e maior similaridade (Figura 6). Considerando a profundidade de 0,10 m o grupo de alta if apresentou 60% das amostras intactas (VESS=2) e o grupo de baixa if 50% com estrutura compactada (VESS=4). Considerando a profundidade de 0,25 m as

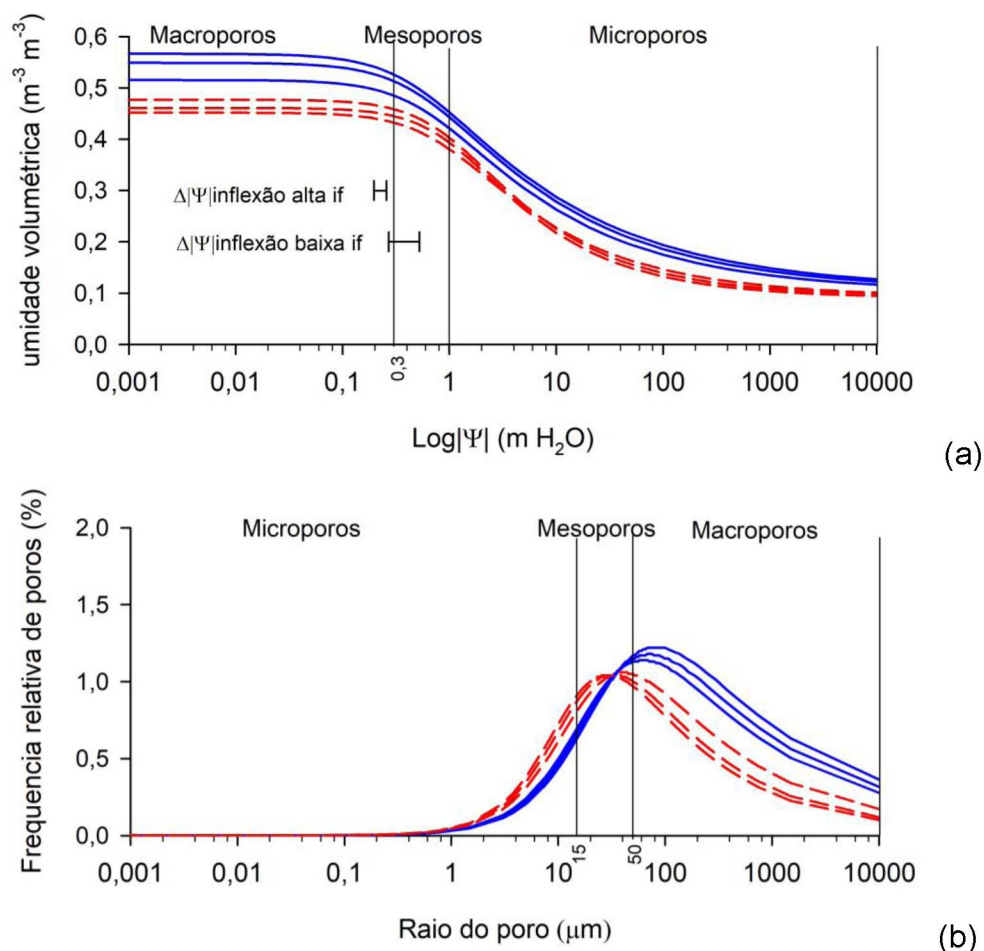
classes de maior ocorrência são mantidas, no entanto foi constatado maior amplitude dos valores de VESS, aumentando a intersecção entre os grupos.

Figura 6. Distribuição de frequência relativa das classes de VESS para os grupos de alta e baixa if. (Classes de VESS: 1 – friável; 2 – intacta; 3 – firma; 4 – compactada e 5 – muito compactada)



As curvas de retenção estimadas demonstram o comportamento hidráulico dos grupos de alta e baixa if (Figura 7a). A redução de if se correlacionou com aumento do $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ ($p < 0,01$) e os coeficientes b_0 e b_1 foram significativos ($p < 0,01$), demonstrando boa relação linear entre as variáveis (Figura 4i). A variação de $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ foi muito eficiente em separar os grupos de alta e baixa if, com média 0,22 m e 0,4 m H_2O , respectivamente. O aumento da média de $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ para o Grupo de baixa if demonstra que é necessário maior $|\Psi|$ para retirar a água retida no solo. A maior dificuldade é resultado da maior frequência de poros menores que fornecem maior resistência ao fluxo de água e reduzem a if (Dexter, 2004a) (Figura 7b). O $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ foi utilizado em diversos trabalhos e tem demonstrado bons resultados indicando com eficiência as características hidráulicas do solo (Dexter e Bird, 2001; Obia et al., 2016; Peña-Sancho et al., 2017).

Figura 7. Curva de retenção de água no solo e distribuição de porosidade para campos representativos do grupo de alta e baixa if. (a) curva de retenção de água no solo e (b) frequência relativa de poros.



Devido o comportamento distinto das curvas de retenção de água foi identificado interação significativa da frequência relativa de macroporos (FRMac) (Figura 4j), mesoporos (FRMeso) (Figura 4l) e microporos (FRMic) (Figura 4m). A FRMac ($r \geq 50 \mu\text{m}$) apresentou melhor resultado e distinguiu os grupos de alta e baixa if com maior eficiência ($p < 0,05$), demonstrando que a variação de macroporosidade é de primeira importância na if. A FRmes ($15 \leq r < 50 \mu\text{m}$) apresentou uma tendência de aumento para Grupo de alta if, no entanto a alta variação no Grupo de baixa if torna a diferença pouco significativa ($p < 0,2$). Para a FRMic ($r < 15 \mu\text{m}$) a tendência é inversa com maiores valores para o Grupo de baixa if. A igualdade da FRmeso e FRmic entre os grupos explica a maior variação do $|\Psi|$ inflexão no Grupo de baixa if, pois ele ocorre em um intervalo onde os grupos são estatisticamente iguais, portanto a probabilidade de valores altos ou baixos foi independente da variação de if (Figura 7a). O oposto ocorreu para o Grupo de alta if,

pois a média do $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ foi de 0,2 m H₂O ocorreu em um ponto onde existem diferenças significativas entre os grupos, justificando a sua baixa variação.

3.5.5 Seleção de indicadores

Como etapa para realização da análise fatorial foi calculado a matriz de correlação considerando as 13 variáveis do banco de dados (Tabela 1), foram encontradas 67 interações significativas de 78 cruzamentos. A análise fatorial sintetiza as interações identificando o sentido de maior variação. O fator 1 representa o aumento de if dos campos agrícolas ($R = 0,79$) e se relacionou com 61% (8 indicadores) dos indicadores analisados, explicando 60% da variação (Tabela 6). Portanto, o Fator 1 identifica os indicadores que são sensíveis a variação da if. A forte correlação entre os indicadores confirma que a variação de MSC, CO, VESS, $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ e frequência relativa de poros estão relacionados entre si e modificam a if. Tomando como referencia o aumento de if foi identificado aumento da MSC, CO, FRMac ($r \geq 50\mu\text{m}$), FRMes ($15 \leq r < 50\mu\text{m}$) e redução de VESS, $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ e PRMic ($r < 15 \mu\text{m}$) (Tabela 6). Portanto os campos agrícolas com maior MSC, CO e estrutura bem conservada (\downarrow VESS) apresentaram menor restrição ao fluxo de água com menor $|\Psi|_{\text{inflexão}}$ e aumento na FRMac e FRmes e consequentemente a if.

Tabela 6. Correlação dos indicadores e fatores estimados pela análise fatorial utilizando o método das componentes principais (rotação: varimax).

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
If ⁽¹⁾	0,79	0,00	0,41
MSC ⁽²⁾	0,85	-0,12	-0,06
CO ⁽³⁾	0,64	-0,16	-0,65
VESS10 ⁽⁴⁾	-0,90	0,18	-0,17
VESS25 ⁽⁵⁾	-0,95	0,05	0,02
Argila ⁽⁶⁾	0,15	-0,52	0,69
DS ⁽⁷⁾	-0,39	0,84	0,03
Ψ inflexão ⁽⁸⁾	-0,87	0,39	0,14
PT ⁽⁹⁾	0,16	-0,87	0,02
K0 ⁽¹⁰⁾	0,11	-0,71	0,22
FRMac ⁽¹¹⁾	0,81	-0,60	-0,13
FRMes ⁽¹²⁾	0,70	-0,67	-0,18
FRMic ⁽¹³⁾	-0,73	0,64	0,16
Expl.Var	5,99	3,69	1,25
Prp.Totl	0,46	0,28	0,10

⁽¹⁾if – taxa de infiltração final (mm hora⁻¹); ⁽²⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); ⁽³⁾Co – carbono orgânico (mg dm⁻³); ⁽⁴⁾VESS10 – análise visual da estrutura do solo 10 cm (adimensional); ⁽⁵⁾VESS25 – análise visual da estrutura do solo 25 cm (adimensional); ⁽⁶⁾Argila – teor de argila (g kg⁻¹); ⁽⁷⁾DS – densidade do solo (kg m⁻³); ⁽⁸⁾|Ψ|inflexão – potencial no ponto de inflexão (m H₂O); ⁽⁹⁾PT – porosidade total (m³ m⁻³); ⁽¹⁰⁾K0 – condutividade hidráulica saturada (mm hora⁻¹); ⁽¹¹⁾FRMac – frequência relativa de macroporos (raio: $r \geq 50 \mu\text{m}$); ⁽¹²⁾FRMes – frequência relativa de mesoporos (raio: $15 \leq r < 50 \mu\text{m}$) e ⁽¹³⁾FRMic – frequência relativa de microporos (raio: $r < 15 \mu\text{m}$).

O fator 2 interceptou 17% da variação total e identificou relação entre o aumento da DS e redução de PT e K0 (Tabela 6). Resultado similar foi relatado em diversos estudos (Aggelides e Londra, 2000; Osunbitan et al., 2005; Schwen et al., 2011; Chapuis, 2012). De maneira geral a correlação demonstra que as medidas são proporcionais, que de certa forma é o resultado esperado, pois elas foram medidas nas mesmas amostras. As variações identificadas pelo Fator 2 ocorre em um sentido ortogonal a if. A ausência de correlação entre os indicadores obtidos com amostras indeformadas (DS, PT e K0) pode ser causada por um efeito de escala, pois a variação espacial desses atributos é muito alta (Dexter, 2004b; Reynolds et al., 2009; Gwenzi et al., 2011; Nyman et al., 2014; Tracy et al., 2015). O uso da função de pedrotransferência (ROSETTA) melhorou os resultados obtidos para as amostras indeformadas, e os indicadores obtidos com a utilização da curva de

retenção de água estimada ($|\Psi|$ inflexão e frequência relativa de poros) foram mais sensíveis à variação de if (Tabela 6). O fator 3 captou 8% de variação independente a todos os indicadores, portanto ele representa a variação aleatória (não explicada) do banco de dados.

Os indicadores sensíveis a infiltração de água no solo indicados no fator 1 (MSC, CO, VESS10, VESS25, $|\Psi|$ inflexão, FRMac, FRMes e FRMic) foram extraídos para ajuste das funções discriminantes. Para os casos de VESS e da frequência de poros (FR) foram utilizadas o VESS25 e o e a FRMac, pois apresentaram maior coeficiente de correlação com Fator 1 demonstrando maior associação entre os indicadores.

3.5.6 Obtenção de funções univariada e multivariada

A regressão logística foi utilizada para obter as funções discriminantes com um ou vários indicadores. As funções ajustadas utilizando somente um indicador foram eficientes em distinguir os campos de alta if, no entanto a probabilidade de prever a classe de baixa infiltração variou entre 33 a 89% (Tabela 7). O melhor modelo univariado foi o VESS25 (Teste 3) com uma avaliação de 92%. Como demonstrado anteriormente o VESS25 tem um ponto de intersecção entre os grupos de alta e baixa if que contem 20% das amostras de alta if e 33% das amostras de baixa if (Figura 6), essa intersecção causa incertezas na estimativa de classes de infiltração, tornando este modelo pouco confiável. O pior modelo univariado foi o ajustado para o CO (Teste 2) com avaliação de 67%, como demonstrado anteriormente na análise de regressão (Figura 4c) a variação do grupo de baixa if para esse indicador é muito alta o que impossibilita identificar um ponto médio que separe os casos de alta e baixa if.

Tabela 7. Parâmetros de ajuste da função logística (Eq. 7), taxa de acerto para as classes de alta e baixa if e avaliação dos ajustes, considerando diferentes grupos de indicadores.

Teste	B0	Coeficientes (Bn)					Taxa de acerto (%)		Avaliação (%)
	Constante	MSC ⁽⁶⁾	CO ⁽⁷⁾	VESS25 ⁽⁸⁾	\Psi inflexão ⁽⁹⁾	FRMac ⁽¹⁰⁾	Alta if (0)	Baixa if (1)	
Um indicador ⁽¹⁾									
1	9,42	−9,0					100	67	83
2	2,96		−0,2				100	33	67
3	−23,79			9,8			95	89	92
4	−8,29				27,1		100	67	83
5	7,87					−1,6	100	66	83
Dois indicadores ⁽²⁾									
6	16	−95,2	5,0				95	89	92
7	4,59	−17,7		7,4			95	89	92
8	12,5	−10,5			−5,5		95	67	81
9	3,22	−19,5				2,7	90	77	84
10	−183,79		4,6	41,0			100	100	100
11	−45,38		1,0		70,4		90	89	90
12	6,72		0,7			−3,7	95	77	86
13	−38,72			10,6	62,1		100	89	94
14	3,91			13,8		−2,7	95	89	92
15	−67,4				119,3	6,0	95	66	81
Três indicadores ⁽³⁾									
16	−56,82	−83,2	6,9	12,0			100	100	100
17	−9,77	−94,1	5,9		25,7		100	100	100
18	12,1	−97,2	5,8			−1,8	100	100	100
19	3,59	−22,2		9,2	12,1		95	89	92
20	3,87	−18,6		7,1		0,4	95	89	92
21	−133,7	−45,6			242,5	20,0	100	88	94
22	−179,75		4,4	38,7	16,0		100	100	100
23	−2,07		0,3	12,8		−5,1	100	88	94
24	−90,9		1,0		132,9	5,0	95	88	92
25	76,07			12,7	86,5	4,0	95	89	92
Quatro indicadores ⁽⁴⁾									
26	−57,11	−81,6	6,7	12,6	−1,6		100	100	100
27	0,79	−7,8	0,8	11,9		−4,5	100	100	100
28	−2,12	−103,8	3,8		27,3	6,7	100	88	94
29	1,33	−38,0		9,1	18,0	3,1	95	88	92
30	−0,55		0,4	12,0	0,7	−5,3	100	88	94
Cinco indicadores ⁽⁵⁾									
31	−0,64	−7,2	0,9	11,7	0,7	−5,0	100	100	100

⁽¹⁾um indicador – uma possibilidade de modelo; ⁽²⁾Dois indicadores – quatro possibilidades para cada indicador; ⁽³⁾Três indicadores – seis possibilidades para cada indicador; ⁽⁴⁾Quatro indicadores – quatro possibilidades para cada indicador; ⁽⁵⁾Cinco indicadores – quatro possibilidades para cada indicador; ⁽⁶⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); ⁽⁷⁾CO – teor de carbono orgânico (g dm⁻³); ⁽⁸⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional); ⁽⁹⁾ $|\Psi|$ inflexão – potencial matricial no ponto de inflexão (m H₂O) e ⁽¹⁰⁾FRMac – frequência relativa de macroporos ($\geq 50\mu\text{m}$) (%).

Com a utilização de dois indicadores a avaliação média dos modelos subiu de 82 para 89% (Tabela 8). O modelo ajustado considerando o CO e VESS25 (função 10) foi o melhor modelo com avaliação de 100%, separando com alto grau de confiabilidade os campos de alta e baixa if, os demais modelos ajustados com duas variáveis apresentaram avaliação entre 81 e 94% (Tabela 7). Os modelos ajustados considerando três indicadores receberam avaliação média de 95%, o indicador mais significativo foi o CO que obteve avaliação de 100% em 4 de 6 testes (67%) (Tabela 8). Para os modelos com 4 e 5 indicadores a avaliação média foi de 98 e 100%.

Em ordem crescente os indicadores mais frequentes nas funções avaliadas em 100% foram o CO (50%), MSC e VESS25 (37,5%), $|\Psi|$ inflexão (25%) e por ultimo a FRMac (18,8%) (Tabela 8). Os resultados demonstram que mesmo com a baixa correlação linear entre CO e if (Figura 4c) e a sua baixa capacidade de distinguir sozinho os ambientes de alta e baixa infiltração (Teste 2) ele tem relações indiretas que melhoram a distinção dos casos de alta e baixa infiltração.

Tabela 8. Frequência relativa de presença de indicadores considerando diferentes números de indicadores

Numero de indicadores	Frequência relativa de avaliação 100%					μTaxa de acerto (%)		μAvaliação (%)
						μAlta if	μBaixa if	
						(0)	(1)	
Um indicador ⁽¹⁾	0	0	0	0	0	99	64	82
Dois indicadores ⁽²⁾	0	25	25	0	0	96	83	89
Três indicadores ⁽³⁾	50	67	33	33	17	98	92	95
Quatro indicadores ⁽⁴⁾	50	50	50	25	25	99	98	98
Cinco indicadores ⁽⁵⁾	100	100	100	100	100	100	100	100
Total ⁽⁶⁾	37,5	50	37,5	25	18,8			

⁽¹⁾um indicador – uma possibilidade de modelo; ⁽²⁾Dois indicadores – quatro possibilidades para cada indicador; ⁽³⁾Três indicadores – seis possibilidades para cada indicador; ⁽⁴⁾Quatro indicadores – quatro possibilidades para cada indicador; ⁽⁵⁾Cinco indicadores – quatro possibilidades para cada indicador; ⁽⁶⁾Total – 16 possibilidades para cada indicador; ⁽⁷⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m^{-2}); ⁽⁸⁾CO – teor de carbono orgânico (g dm^{-3}); ⁽⁹⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional); ⁽¹⁰⁾ $|\Psi|$ inflexão – potencial matricial no ponto de inflexão ($\text{m H}_2\text{O}$) e ⁽¹¹⁾FRMac – frequência relativa de macroporos ($\geq 50\mu\text{m}$) (%).

3.5.7 Exemplo de utilização das funções discriminantes

Para utilizar as funções ajustadas deve-se substituir as variáveis de ajuste do modelo de regressão logística B0 e Bn (Eq. 7) pelos coeficientes ajustados da Tabela 7. Considerando o Teste 10 (Tabela 7) que utiliza o CO e o VESS25 para

estimar as classes de infiltração e apresenta avaliação de 100%, as variáveis de ajuste foram -183,79, 4,56 e 41,04 para B0, B1(CO) e B2(VESS25), respectivamente (Tabela 7). Agora basta substituir os valores referentes ao CO (g dm^{-3}) e ao VESS (adimensional) nos modelos ajustados (Tabela 9). Se o resultado for maior que zero e menor ou igual a 0,5 considera classe 0 (alta if), se o resultado for maior que 0,5 e menor que 1 considera-se 1 (baixa if). As funções discriminantes que apresentam 100% de acerto são as mais adequadas, e em termos práticos, quanto menor o numero de indicadores necessários melhor, neste sentido, pode-se considerar que os indicadores CO e VESS25 já seriam suficientes para discriminar grupos de baixa e alta infiltração de água no solo.

Tabela 9. Exemplo de aplicação das funções logísticas ajustadas (Teste 10 – carbono orgânico e análise visual da estrutura do solo).

Equação	Resultado	Classe
$Pi(x) = \frac{e^{-183,79 + (4,56 \times CO) + (41,04 \times VESS)}}{1 + e^{-183,79 + (4,56 \times CO) + (41,04 \times VESS)}}$	-	-
$Pi(P4a^*) = \frac{e^{-183,79 + (4,56 \times 10,19) + (41,04 \times 3,88)}}{1 + e^{-183,79 + (4,56 \times 10,19) + (41,04 \times 3,88)}}$	1	Baixa if
$Pi(P5a^{**}) = \frac{e^{-183,79 + (4,56 \times 15,19) + (41,04 \times 1)}}{1 + e^{-183,79 + (4,56 \times 15,19) + (41,04 \times 1)}}$	0	Alta if

*P4a – variáveis de entrada do campo P4a: CO = 10,19 g dm^{-3} ; VESS = 3,88 e MSC = 0,55 kg m^{-2}

**P5a – variáveis de entrada do campo P5a: CO = 15,19 g dm^{-3} ; VESS = 1 e MSC = 1,1 kg m^{-2} .

3.6 CONCLUSÃO

Os indicadores mais sensíveis à infiltração de água no solo foram o carbono orgânico (CO), análise visual da estrutura do solo (VESS), massa seca de cobertura (MSC), potencial matricial no ponto de inflexão ($|\Psi|_{\text{inflexão}}$), frequência relativa de macroporos (FRMac), mesoporos (FRMes) e microporos (FRMic).

As funções univariadas ajustadas foram pouco eficientes em distinguir ambientes de alta e baixa infiltração e não devem ser utilizadas. Portanto recomenda-se o uso de dois ou mais indicadores, no caso de somente dois indicadores recomenda-se o uso de CO e VESS 25, por apresentar função com 100% de acerto na distinção entre baixa e alta infiltração de água no solo.

3.7 REFERÊNCIAS

- AGGELIDES, S.; LONDRA, P. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. **Bioresource technology**, v. 71, n. 3, p. 253-259, 2000.
- ARSHAD, M. A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 153-160, 2002.
- ASKARI, M. S.; CUI, J.; HOLDEN, N. M. The visual evaluation of soil structure under arable management. **Soil and Tillage Research**, v. 134, p. 1-10, 2013.
- ASSOULINE, S. Infiltration into soils: Conceptual approaches and solutions. **Water Resources Research**, v. 49, n. 4, p. 1755-1772, 2013.
- BALL, B.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality—a development of the Peerkamp test. **Soil use and Management**, v. 23, n. 4, p. 329-337, 2007.
- BLANCO-CANQUI, H.; WIENHOLD, B. J.; JIN, V. L.; SCHMER, M. R.; KIBET, L. C. Long-term tillage impact on soil hydraulic properties. **Soil and Tillage Research**, v. 170, p. 38-42, 2017.
- BONE, J.; BARRACLOUGH, D.; EGGLETON, P.; HEAD, M.; JONES, D.; VOULVOULIS, N. Prioritising soil quality assessment through the screening of sites: the use of publicly collected data. **Land degradation & development**, v. 25, n. 3, p. 251-266, 2014.
- BOUYOUCOS, G. J. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. **Agronomy journal**, v. 54, n. 5, p. 464-465, 1962.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1, p. 3-22, 2005.
- CHAPUIS, R. P. Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. **Bulletin of engineering geology and the environment**, v. 71, n. 3, p. 401-434, 2012.
- CHEROBIM, V. F.; FAVARETTO, N.; ARMINDO, R. A.; BARTH, G.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V. Water infiltration post-liquid dairy manure application in no-till Oxisol of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p. 104-111, 2015.
- CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; FRANCO, A. L.; TORMENA, C. A.; CERRI, C. E.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. **Geoderma**, v. 267, p. 156-168, 2016.
- DA SILVA, A. C.; ARMINDO, R. A.; DOS SANTOS BRITO, A.; SCHAAP, M. G. SPLINTEX: A physically-based pedotransfer function for modeling soil hydraulic functions. **Soil and Tillage Research**, v. 174, p. 261-272, 2017.

DE ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; DE OLIVEIRA, P. T. S.; DA SILVA MENEZES, R.; SOBRINHO, T. A.; DE CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018.

DE MENDIBURU, F. *Agricolae: statistical procedures for agricultural research*. **R package version**, 2014. (pacote de análises)

DEXTER, A. Soil physical quality: part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3, p. 201-214, 2004a.

DEXTER, A. Soil physical quality: Part III: Unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S-theory. **Geoderma**, v. 120, n. 3, p. 227-239, 2004b.

DEXTER, A.; BIRD, N. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 4, p. 203-212, 2001.

DI PRIMA, S.; CONCIALDI, P.; LASSABATERE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R.; PIRASTRU, M.; CERDA, A.; KEESSTRA, S. Laboratory testing of Beerkan infiltration experiments for assessing the role of soil sealing on water infiltration. **Catena**, v. 167, p. 373-384, 2018.

DUNNE, T.; ZHANG, W.; AUBRY, B. F. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. **Water Resources Research**, v. 27, n. 9, p. 2271-2285, 1991.

EWEN, J.; O'DONNELL, G.; BULYGINA, N.; BALLARD, C.; O'CONNELL, E. Towards understanding links between rural land management and the catchment flood hydrograph. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 139, n. 671, p. 350-357, 2013.

FISCHER, C.; TISCHER, J.; ROSCHER, C.; EISENHAUER, N.; RAVENEK, J.; GLEIXNER, G.; ATTINGER, S.; JENSEN, B.; DE KROON, H.; MOMMER, L. Plant species diversity affects infiltration capacity in an experimental grassland through changes in soil properties. **Plant and soil**, v. 397, n. 1-2, p. 1-16, 2015.

FRANZLUEBBERS, A. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil and Tillage Research**, v. 66, n. 2, p. 197-205, 2002.

GALILI, T. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. **Bioinformatics**, v. 31, n. 22, p. 3718-3720, 2015.

GIAROLA, N. F. B.; DA SILVA, Á. P.; TORMENA, C. A.; GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C. On the visual evaluation of soil structure: the Brazilian experience in Oxisols under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 60-64, 2013.

GREGORY, J. M. Soil cover prediction with various amounts and types of crop residue. **Transactions of the ASAE**, v. 25, n. 5, p. 1333-1337, 1982.

GUIDI, C.; MAGID, J.; RODEGHIERO, M.; GIANELLE, D.; VESTERDAL, L. Effects of forest expansion on mountain grassland: changes within soil organic carbon fractions. **Plant and soil**, v. 385, n. 1-2, p. 373-387, 2014.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A. Improvements in the visual evaluation of soil structure. **Soil Use and Management**, p. no-no, 2011.

GWENZI, W.; HINZ, C.; HOLMES, K.; PHILLIPS, I. R.; MULLINS, I. J. Field-scale spatial variability of saturated hydraulic conductivity on a recently constructed artificial ecosystem. **Geoderma**, v. 166, n. 1, p. 43-56, 2011.

HEWSON, P. CRAN task view: Multivariate statistics. 2018.

KINNELL, P. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257-265, 2016.

KLUTE, A.; DIRKSEN, C. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. **Methods of soil analysis: part 1—physical and mineralogical methods**, n. methodsofsoilan1, p. 687-734, 1986.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LI, Y. X.; TULLBERG, J. N.; FREEBAIRN, D. M.; LI, H. W. Functional relationships between soil water infiltration and wheeling and rainfall energy. **Soil and Tillage Research**, v. 104, n. 1, p. 156-163, 2009.

MEYER, L. D.; MCCUNE, D. L. Rainfall simulator for runoff plots. **Agricultural engineering**, v. 39, n. 10, p. 644-648, 1958.

MONCADA, M. P.; GABRIELS, D.; LOBO, D.; REY, J. C.; CORNELIS, W. M. Visual field assessment of soil structural quality in tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 139, p. 8-18, 2014.

MUELLER, L.; KAY, B. D.; DEEN, B.; HU, C.; ZHANG, Y.; WOLFF, M.; EULENSTEIN, F.; SCHINDLER, U. Visual assessment of soil structure: Part II. Implications of tillage, rotation and traffic on sites in Canada, China and Germany. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 1, p. 188-196, 2009.

NASH, J. C.; NASH, M. J. C. Package 'nlmrt'. **R package version**, 2012. (pacote de análises)

NERIS, J.; JIMÉNEZ, C.; FUENTES, J.; MORILLAS, G.; TEJEDOR, M. Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain). **Catena**, v. 98, p. 55-62, 2012.

NEŠPOR, V.; SEVRUK, B. Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 16, n. 4, p. 450-464, 1999.

NOVAK, J.; SIGUA, G.; WATTS, D.; CANTRELL, K.; SHUMAKER, P.; SZOGI, A.; JOHNSON, M. G.; SPOKAS, K. Biochars impact on water infiltration and water quality through a compacted subsoil layer. **Chemosphere**, v. 142, p. 160-167, 2016.

NYMAN, P.; SHERIDAN, G. J.; SMITH, H. G.; LANE, P. N. J. Modeling the effects of surface storage, macropore flow and water repellency on infiltration after wildfire. **Journal of Hydrology**, v. 513, p. 301-313, 2014.

OBIA, A.; MULDER, J.; MARTINSEN, V.; CORNELISSEN, G.; BØRRESEN, T. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 35-44, 2016.

OSUNBITAN, J.; OYEDELE, D.; ADEKALU, K. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. **Soil and Tillage Research**, v. 82, n. 1, p. 57-64, 2005.

PARCHAMI-ARAGHI, F.; MIRLATIFI, S. M.; GHORBANI DASHTAKI, S.; MAHDIAN, M. H. Point estimation of soil water infiltration process using Artificial Neural Networks for some calcareous soils. **Journal of Hydrology**, v. 481, p. 35-47, 2013.

PEÑA-SANCHO, C.; LÓPEZ, M.; GRACIA, R.; MORET-FERNÁNDEZ, D. Effects of tillage on the soil water retention curve during a fallow period of a semiarid dryland. **Soil Research**, v. 55, n. 2, p. 114-123, 2017.

PREISSER, J. S.; DAS, K.; BENECHA, H.; STAMM, J. W. Logistic regression for dichotomized counts. **Statistical methods in medical research**, v. 25, n. 6, p. 3038-3056, 2016.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; HORN, R.; HÅKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, n. 2, p. 242-254, 2009.

REVELLE, W. R. Psych: Procedures for personality and psychological research. **R package version**, 2017. (pacote de análises)

REYNOLDS, W.; BOWMAN, B.; BRUNKE, R.; DRURY, C.; TAN, C. Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimates of saturated hydraulic conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 478-484, 2000.

REYNOLDS, W.; DRURY, C.; TAN, C.; FOX, C.; YANG, X. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3, p. 252-263, 2009.

REYNOLDS, W.; ELRICK, D. Falling head soil core (tank) method. **Methods of soil analysis**, v. 4, p. 809-812, 2002.

RICHARDS, L.; WEAVER, L. Moisture retention by some irrigated soils as related to soil moisture tension. **Journal of Agricultural Research**, v. 69, n. 6, p. 215-235, 1944.

SCHAAP, M. G.; LEIJ, F. J.; VAN GENUCHTEN, M. T. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. **Journal of hydrology**, v. 251, n. 3, p. 163-176, 2001.

SCHWEN, A.; BODNER, G.; SCHOLL, P.; BUCHAN, G. D.; LOISKANDL, W. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 113, n. 2, p. 89-98, 2011.

SHUKLA, M.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 2, p. 194-204, 2006.

KOOREVAAR, P.; MENELIK, G.; DIRKSEN, C. **Elements of soil physics**. Elsevier, 1983.

THIERFELDER, C.; WALL, P. C. Effects of conservation agriculture techniques on infiltration and soil water content in Zambia and Zimbabwe. **Soil and tillage research**, v. 105, n. 2, p. 217-227, 2009.

TRACY, S. R.; DALY, K. R.; STURROCK, C. J.; CROUT, N. M.; MOONEY, S. J.; ROOSE, T. Three-dimensional quantification of soil hydraulic properties using X-ray Computed Tomography and image-based modeling. **Water Resources Research**, v. 51, n. 2, p. 1006-1022, 2015.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils 1. **Soil science society of America journal**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. **Agronomy for sustainable development**, v. 28, n. 1, p. 65-86, 2008.

4 CAPITULO 3: PERDAS DE FÓSFORO VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM LATOSSOLO SOB SISTEMAS DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA COM DIFERENTES MANEJOS DO SOLO E SISTEMAS DE CULTURAS NO SUL DO BRASIL

4.1 RESUMO

As práticas de manejo conservacionista são aplicadas parcialmente nos campos agrícolas e dependem de uma série de limitações logísticas, práticas e de custo, dando origem a uma grande diversidade de sistemas de uso e manejo. O transporte de fósforo (P) de campos agrícolas para a água é uma preocupação mundial, por isso é importante avaliar a perda de diferentes formas de P via escoamento superficial nos diferentes sistemas de cultura e manejo do solo. O objetivo desse trabalho foi avaliar as perdas de diferentes formas de fosforo no escoamento superficial em sistemas conservacionistas com diferentes manejos do solo e sistemas de culturas. Para isso foi desenvolvido um experimento com chuva simulada em 10 campos agrícolas sob Latossolos com declividades entre 9 e 16% e diferentes sistemas de culturas e de manejo do solo. O simulador utilizado foi do tipo nozzle com intensidade constante de 60 mm hora⁻¹. A unidade experimental utilizada foi de 1m². Para cada campo foram feitas três observações ($n=30$). Foi coletada amostra de escoamento superficial nos intervalos de 0-10; 11-20; 21-30; 31-60 e 61-90 minutos. Nas amostras de escoamento superficial foi determinado a concentração e perdas de sedimentos totais (ST), P solúvel (P_{SOL}), P particulado ($P_{PAR}(\tilde{n}bio)$), P particulado biodisponível ($P_{PAR}(bio)$) e fósforo total (P_{TOT}). Para caracterização dos campos agrícolas foi avaliado a massa seca de cobertura (MSC), cobertura do solo (%cobertura), teor de carbono orgânico (CO), análise visual da estrutura do solo (VESS), teor de fósforo disponível (P_{DISP}) e teor de argila (Argila). Foi realizada uma análise hierárquica para agrupar os campos agrícolas em relação às perdas de P_{SOL} , $P_{PAR}(bio)$ e $P_{PAR}(\tilde{n}bio)$. A análise demonstrou a formação de quatro Grupos distintos com redução significativa de P_{TOT} entre eles. O Grupo 1 apresentou baixa MSC, CO e P_{DISP} , e redução da qualidade física estrutural com alta perda de fósforo particulado e baixa biodisponibilidade de P nos sedimentos. O Grupo 2 apresentou melhora significativa dos atributos físicos do solo e reduziu as perdas de P_{PAR} em relação ao Grupo 1. Os Grupos 3 e 4 apresentaram características muito similares com alta MSC, %cobertura, CO e P_{DISP} e redução de VESS em relação aos Grupos 1 e 2. Com a redução da perda de P_{PAR} houve maior incremento de P_{SOL} no escoamento superficial para os Grupos 3 e 4. Os resultados permitiram concluir que os campos com monocultivo de milho durante o período de pousio e no período pré-plantio de inverno apresentaram maior probabilidade de perda de P_{PAR} principalmente pela redução de cobertura. Em campos agrícolas no período pós-colheita a alta massa seca de cobertura e boas condições físicas conferiram maior proteção ao solo, reduzindo as perdas de P_{PAR} . Nos campos agrícolas bem protegidos a perda de água e sedimentos foi muito baixa, no entanto a concentração de fósforo solúvel foi elevada. A redução no teor de argila em solos com boa cobertura foi o principal fator no incremento de formas solúveis de fósforo no escoamento superficial. No período pós-colheita as perdas de fósforo não foram influenciadas pelo manejo do solo.

Palavras-chave: P solúvel, P particulado, P biodisponível, escoamento superficial

CHAPTER 3: PHOSPHORUS LOSSES IN RUNOFF IN OXISOL UNDER CONSERVATION AGRICULTURE SYSTEMS WITH DIFFERENT SOIL MANAGEMENT AND CULTURE SYSTEMS IN THE SOUTH OF BRAZIL

4.2 ABSTRACT

Practices of conservation agricultural management are partially applied in the agricultural fields and are depend on a series of logistical, practical and cost limitations, giving rise to a great diversity of use and management systems. Phosphorus (P) transport from agricultural fields to water is a worldwide concern, therefore it is important to evaluate the different forms of P loss via surface runoff in different crop and soil management systems. The objective of this work was to evaluate the different forms of phosphorus loss in the runoff in conservation agriculture systems with different soil management and crop systems. Therefore, a simulated rainfall experiment with three repetitions was developed in 10 agricultural fields in Oxisol with slopes between 9 and 16% and under different soil management and crop systems. The simulator used was of nozzle type with constant intensity of 60 mm hour⁻¹. The experimental plot was 1m². Three observations were made for each field ($n=30$). The surface runoff collection was performed at time intervals of 0-10; 11-20; 21-30; 31-60 e 61-90 minutes. In the samples of runoff was determined the concentration and loss of total sediments (TS), soluble P (P_{SOL}), bioavailable P (P_{BIO}), nonavailable particulate P ($P_{PAR}(nbio)$), bioavailable particulate P ($P_{PAR}(bio)$) e total P (P_{TOT}). To characterize the agricultural fields was evaluated the dry mass of cover crop residue (CC), cover crop (%cov), organic carbon (OC), visual evaluation of soil structure (VESS), available P ($P_{available}$) and clay content (Clay). A hierarchical analysis was performed to group the agricultural fields in relation to the losses of P_{SOL} , $P_{PAR}(bio)$ e $P_{PAR}(nbio)$. The analysis indicated the formation of four distinct groups with significant reduction of P_{TOT} among them. Group 1 demonstrated low MSC, CO e $P_{available}$, structural physical quality reduction with high loss of particulate phosphorus and low bioavailability of P in the sediments. Group 2 demonstrated notable improvement in physical attributes of the soil and reduced loss of P_{PAR} in relation to Group 1. Groups 3 and 4 presented similar characteristics with high CC, % coverage, OC and $P_{available}$ and VESS reduction in relation to Groups 1 and 2. With the reduction of P_{PAR} loss there was a major increase of P_{SOL} in the runoff for Groups 3 and 4. The results allowed to conclude that the fields with corn monoculture during the fallow and in the winter pre-planting period presented a higher probability of loss of P_{PAR} mainly due to the reduction of coverage. The high dry mass coverage and good physical conditions in agricultural fields in the post-harvest period provided major protection to the soil, reducing P_{PAR} losses. In well protected agricultural fields the losses of water and sediments was very low, however the concentration of soluble phosphorus was high. The reduction in clay content in soils provided with good coverage was the main factor in the increase of soluble forms of phosphorus in the surface runoff. In the post-harvest period phosphorus losses were not influenced by soil management.

Keywords: soluble P, particulate P, bioavailable P, runoff

4.3 INTRODUÇÃO

A aplicação de fósforo (P) é um dos fatores responsáveis pelo aumento de produtividade na agricultura, no entanto, o manejo inadequado desse nutriente causa problemas ambientais, pois o P aplicado como fertilizante pode ser transportado da área agrícola até lagos e rios, via escoamento superficial (Sharpley e Menzel, 1987; Withers e Haygarth, 2007; Shore et al., 2014; Huang et al., 2017). O aumento de P nos ambientes aquáticos desencadeia o processo de eutrofização que reduz o oxigênio dissolvido e causa uma diminuição significativa de biodiversidade

A perda de P é resultado da interação entre chuva, uso e manejo do solo e hidrologia da bacia hidrográfica que desencadeia os processos de escoamento superficial e erosão, principais responsáveis pelo transporte de P em sistemas agrícolas (Sharpley et al., 2011). Portanto o solo é a fonte de poluição, pois estoca o P aplicado via fertilização que pode ser transportado dissolvido no escoamento superficial ou associado com diferentes forças de ligação às partículas de argila e matéria orgânica erodidas (Pote et al., 1996; Schoumans et al., 2014).

Desta forma o P total perdido via ES pode ser fracionado em relação a sua forma em P solúvel (P_{SOL}) e P particulado (P_{PAR}) (Sharpley et al., 1992; Pote et al., 1996; Schoumans et al., 2014). O P_{SOL} está prontamente disponível para os organismos aquáticos, portanto em sua totalidade é considerado biodisponível. Devido ao forte efeito de adsorção da argila o P_{PAR} apresenta diferentes graus de biodisponibilidade e pode ser separado em P particulado biodisponível ($P_{PAR(bio)}$) e P particulado não biodisponível ($P_{PAR(ñbio)}$) (Meyers e Pierzynski, 2009; Haygarth e Sharpley, 2000). As diferentes formas de P identificam a quantidade de P imediatamente disponível para os processos biológicos, portanto é essencial para estimar com maior precisão o impacto das diferentes práticas de manejo agrícola nas perdas de P.

Os principais fatores responsáveis pela magnitude dos processos de perda de P e relacionados ao uso e manejo do solo são a cobertura do solo, propriedades físicas e estruturais do solo e concentração de P no solo (Schoumans et al., 2014; Sharpley e Wang, 2014; Kleinman et al., 2015). A adoção de práticas de manejo conservacionista como manutenção de palhada, rotação de culturas, não revolvimento do solo tem apresentado resultado significativo nas perdas de P_{PAR} , por outro lado as mesmas técnicas têm favorecido o aumento da concentração de P_{SOL}

e consequentemente P_{BIO} no escoamento superficial (ES) (Withers e Haygarth, 2007; Sharpley e Wang, 2014).

Tendo em vista que as práticas de manejo conservacionista são aplicadas parcialmente nos campos agrícolas, pois dependem de uma série de limitações logísticas, práticas e de custo, existe uma grande diversidade de sistemas de uso e manejo (Derpsch et al., 2014). Portanto, é necessário explorar a ampla variação de manejos de solo e cultural dos manejos conservacionistas e verificar os fatores relacionados à perda de diferentes formas de P via ES.

Portanto o objetivo do presente estudo é avaliar as perdas de diferentes formas de fósforo no escoamento superficial em sistemas conservacionistas com diferentes manejos do solo e sistemas de culturas.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Localização e caracterização da área experimental

O estudo foi realizado na estação experimental da Fundação ABC, situada no município de Ponta Grossa, região fisiográfica dos Campos Gerais, PR, Brasil (25°00'53"S e 50°09'07"W). O clima local é classificado como subtropical (Cfb) com temperatura média anual de 17,8°C e precipitação média acumulada de 1517 mm ano⁻¹ (Kottek et al., 2006). O estudo foi conduzido após a colheita das culturas de inverno (julho a outubro de 2015) em parcelas experimentais utilizadas anteriormente para pesquisa agrícola e, portanto conduzidas com rigor metodológico. A área de estudo abrange uma faixa de topo e de meia encosta com declividades variando entre 9 e 16% e solo classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico.

4.4.2 Unidades experimentais

O experimento consistiu na aplicação de chuva simulada em 10 campos agrícolas com diferentes sistemas de culturas e manejo do solo com três repetições ($n=30$ parcelas experimentais). Cada unidade experimental foi delimitado por uma chapa de zinco removível de 1 m², com 0,1 m de altura e introduzida a 0,05 m de profundidade, com uma calha coletora de escoamento superficial em sua parte inferior (Kinnell, 2016). Na Tabela 1 são descritos os sistemas avaliados, o registro fotográfico, descrição detalhada das culturas ao longo do tempo estão nos Anexos 1 (pg. 130-137) e 3 (pg. 140-160). As estimativas da taxa de adubação fosfatada

foram feitas considerando a variação de culturas ao longo do tempo e a descrição detalhada encontra-se no Anexo 2 (pg. 138-139).

Tabela 1. Manejo do solo e sistema de culturas nos campos agrícolas utilizados no estudo com chuva simulada.

Campo Agrícola	Descrição
P1	Área experimental em Latossolo Bruno com 9% de declividade, desde o inverno de 2012 (4 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 97,5 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 20 a 24 de junho de 2016 sobre resíduo de milho, quatro meses após a colheita mecanizada (antes do plantio da cultura de inverno). A área encontrava-se com baixa cobertura do solo (resíduo da colheita do milho) e presença visível de selamento superficial devido à ocorrência de chuvas naturais consecutivas.
P2	Área experimental em Latossolo Bruno com 7% de declividade, desde o verão de 2007 (9 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja, milho e feijão no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, feijão, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 86,7 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 7 a 10 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecamento), porém com solo compactado pelo tráfego intenso de máquinas e pessoas por ser uma área constantemente utilizada em eventos de extensão (dias de campo), portanto, essa área com chuva simulada representa uma particularidade desse sistema de uso e manejo do solo.
P3	Área experimental em Latossolo Bruno com 8% de declividade, desde o verão de 2007 (9 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 76,7 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 11 a 14 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área

	encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecamento), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P4	Bordadura de uma área experimental em Latossolo Vermelho com 11% de declividade, desde o verão de 2010 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja, milho e feijão no verão e trigo e aveia preta durante o inverno. Devido essa área estar na bordadura de uma área experimental ela não recebe adubação completa e apresenta um baixo desenvolvimento de plantas em relação à área dentro da parcela. A chuva simulada foi aplicada de 17 a 18 de outubro de 2016 sobre resíduo de milho, oito meses após a colheita. A área encontrava-se com baixa cobertura do solo (resíduo da colheita de milho), baixa fertilidade do solo e alta compactação causada pelo tráfego intenso de máquinas (área de manobra de máquinas), portanto essa área representa uma particularidade desse sistema de uso e manejo do solo. Essa área foi escolhida como referência de um ambiente altamente degradado para ampliar o banco de dados referente aos fatores relacionados à perda de P via escoamento superficial.
P5	Área experimental em Latossolo Bruno com 11% de declividade, desde o inverno de 2010 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo, aveia branca e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 125 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 19 a 24 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecamento), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P6	Área experimental em Latossolo Bruno com 12% de declividade, desde o inverno de 2011 (6 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação com soja e milho no verão e trigo e aveia preta no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo e aveia preta, respectivamente, com uma taxa anual de 108 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 27 a 28 de outubro de 2016 sobre resíduo de aveia preta, um mês após a aplicação de herbicida para dessecação da cultura. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (aveia preta tombada pelo dessecamento), e bem manejada com tráfego de máquinas somente

	para semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P7	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 8% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema convencional (SC) com aração de discos a 20 cm de profundidade e duas gradagens de disco a 12 cm, antes de cada cultivo de inverno e de verão. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 4 a 9 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P8	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 9% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de cultivo mínimo (SC _{MIN}) com gradagem pesada a 15 cm de profundidade seguida de uma leve a 12 cm, antes de cada cultivo de inverno e de verão. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 10 a 11 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P9	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 10% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de plantio direto (SPD), sem preparo do solo e com dessecação com glifosato antes de cada semeadura. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 14 a 15 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com

	tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.
P10	Área experimental com sistemas de preparo do solo de longo prazo em Latossolo Bruno com 7% de declividade e cultivado desde o inverno de 1989 (28 anos) em sistema de plantio direto escarificado (SPD _{ESC}) com dessecação por glifosato antes de cada semeadura e escarificação a 30 cm de profundidade a cada três anos antes da semeadura da cultura de inverno. O manejo de culturas em sistema de rotação de soja e milho no verão e trigo, aveia branca, tremoço, aveia preta e ervilhaca no inverno. A adubação fosfatada foi feita de acordo com a exigência das culturas com a aplicação de 60, 90, 60, 60, 0, 0 e 0 Kg ha ⁻¹ de P para o cultivo de soja, milho, trigo, aveia branca, tremosso, aveia preta e ervilhaca, respectivamente, com uma taxa anual de 110 kg de P ha ano ⁻¹ . A chuva simulada foi aplicada de 16 a 18 de novembro de 2016 sobre resíduo de trigo após a colheita mecanizada. A área encontrava-se com alta cobertura do solo (resíduo triturado após colheita do trigo), e bem manejada com tráfego de máquinas somente para manejo do solo, semeadura e aplicação de defensivos e sem características visuais de degradação.

4.4.3 Caracterização do solo e cobertura

Foram coletadas amostras deformadas com trado calador nas camadas de 0-0,05; 0,05-0,1 e 0,1-0,2 m. Cada amostra foi composta por 10 sub-amostras retiradas no sentido do declive. A amostra composta foi peneirada em malha de 2 mm e seca em estufa de circulação forçada a 45° C. O teor de argila (Argila) foi obtido pelo método do densímetro (Bouyoucos, 1962). O P disponível (P_{DISP}) foi determinado pelo método da resina (Raij et al., 2001). O carbono orgânico (CO) foi determinado pelo método da combustão seca (Guidi et al., 2014). Os resultados da camada 0-0,2 m foram calculados pela média de cada atributo ponderado pela espessura da camada.

No centro de cada unidade experimental foi realizada avaliação visual da estrutura do solo (VESS) (Ball et al., 2007). Para isso foi retirado um monólito de solo com aproximadamente 20 de largura, 15 de espessura e 25 cm de profundidade, o monólito foi estratificado em camadas homogêneas de estrutura e classificado com score: 1 (friável), 2 (intacta), 3 (firme), 4 (compactada) e 5 (muito compactada) de acordo com a metodologia original.

A Massa Seca de Cobertura do solo (MSC) foi mensurada em cada unidade experimental retirando duas sub-amostras de 0,04 m² de cobertura morta úmida (8% área total). A amostra composta foi seca em estufa a 60° C por 48h (Gregory, 1982).

A massa seca foi aferida em balança de precisão e convertida para área de 1 m². A taxa de cobertura foi estimada com classificação monitorada de imagens com o programa Multispec.

4.4.4 Chuva simulada e coleta de escoamento superficial

O simulador de chuva foi instalado em uma estrutura de metal transportável a 2,4 m do solo. A estrutura foi protegida para evitar interferência dos ventos (Nešpor e Sevruck, 1999). O simulador utilizado foi do tipo nozzle equipado com bico vejeet 80.100, programado para aplicar uma intensidade de chuva de 60 mm h⁻¹ com pressão de 32 Kpa (Meyer e Mccune, 1958). Cada unidade experimental foi delimitada por uma chapa de zinco removível, com 0,1 m de altura e introduzida a 0,05 m de profundidade com uma calha coletora do escoamento superficial em sua parte inferior (Kinnell, 2016).

O início do escoamento superficial (ES) foi identificado visualmente pela formação de uma vazão constante. As coletas de escoamento superficial foram realizadas em intervalos de tempo de 1, 2, 5 e 10 minutos, com cinco repetições para cada intervalo (De Almeida et al., 2018). Os volumes coletados em cada intervalo de tempo foram medidos com proveta graduada de 1 L. Foi coletada uma amostra composta de ES em 10, 20, 30, 60 e 90 minutos em recipientes plásticos e posteriormente foram congeladas.

4.4.5 Caracterização do escoamento superficial

4.4.5.1 Concentração de sedimentos totais e formas de fósforo no escoamento superficial

Para determinar a concentração de sedimentos totais (ST) foi retirada uma alíquota de 50 mL de escoamento superficial e levada à estufa 105° C até massa constante (APHA, 1995). O P total (P_{TOT}) foi extraído em amostras de água não filtradas por digestão com ácido nítrico e ácido clorídrico, pelo método do micro-ondas, USEPA 3015a (USEPA, 2007). O P solúvel (P_{SOL}) foi determinado em amostras filtradas em malha de 0,45 micrômetros. O P biodisponível total (P_{BIO}) foi extraído em amostra não filtrada pelo método da membrana impregnada com ferro e ácido sulfúrico 0,2 N (Meyers e Pierzynski, 2009). As determinações das concentrações de P nos extratos de P_{TOT}, P_{SOL} e P_{BIO} foram realizadas em espectroscopia de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP). O P

particulado (P_{PAR}) foi obtido pela diferença entre P_{TOT} e P_{SOL} (Haygarth e Sharpley, 2000). O P particulado biodisponível ($P_{PAR(bio)}$) foi calculado pela diferença entre P_{SOL} e P_{BIO} e o P particulado não biodisponível ($P_{PAR(\text{ñbio})}$) foi obtido pela diferença entre P_{PAR} e $P_{PAR(bio)}$.

Para cálculo da concentração média ponderada de sedimentos totais e formas de P no escoamento superficial foi considerado a concentração e o escoamento para cada intervalo de tempo (Eq. 1).

$$[ST \text{ ou } P_{xxx}] = \sum_{j=1}^n \left(\frac{[ST \text{ ou } P_{xxx}]_j \times ES_j}{ES_t} \right) \quad \text{Eq. 1}$$

Sendo: $[ST \text{ ou } P_{xxx}]$ – concentração média ponderada de sedimentos totais ou formas de fósforo no escoamento superficial ($g L^{-1}$ ou $mg L^{-1}$); n – número de intervalos de tempo; $[ST \text{ ou } P_{xxx}]_j$ – concentração de sedimentos totais ou formas de fósforo no escoamento superficial no j-ésimo intervalo de tempo ($g m^{-2}$ ou $mg m^{-2}$); ES_j – escoamento superficial mensurada no j-ésimo intervalo de tempo (L ou mm); ES_t – escoamento superficial total (L ou mm).

4.4.5.2 Perdas acumuladas de sedimentos e formas de fósforo no escoamento superficial

As perdas foram calculadas considerando a concentração de sedimentos totais, formas de fósforo e volume de escoamento superficial em cada intervalo de tempo (Eq. 2).

$$ST \text{ ou } P_{xxx} = \sum_{j=1}^n ([ST \text{ ou } P_{xxx}]_j \times ES_j) \quad \text{Eq. 2}$$

Sendo: $ST \text{ ou } P_{xxx}$ – perdas acumuladas de sedimentos ou formas de fósforo via escoamento superficial (g e $mg m^{-2}$); n – número de intervalos de tempo; $[ST \text{ ou } P_{xxx}]_j$ – concentração de sedimentos ou formas de fósforo no escoamento superficial no j-ésimo intervalo de tempo (g e $mg L^{-1}$); ES_j – escoamento superficial mensurado no j-ésimo intervalo de tempo (L ou mm).

4.4.6 Análise estatística

4.4.6.1 Análise hierárquica (cluster)

A análise de agrupamentos hierárquica (Sneath e Sokal, 1973) foi realizada calculando-se a distância euclidiana entre as três perdas de fósforo consideradas utilizando o algoritmo de ligação simples (vizinho mais próximo) para a obtenção dos agrupamentos similares. O resultado da análise foi apresentado em forma gráfica

(dendrograma) que auxiliou na identificação dos agrupamentos. As análise hierárquica foi realizada utilizando o pacote dendextend do programa R-CRAN (Galili, 2015). A identificação dos grupos também foi feita pelo k-means (Arthur e Vassilvitskii, 2006) que pertence à classe dos métodos de agrupamentos não-hierárquicos e não supervisionados. O k-means reduz a variância dentro de cada grupo e foi utilizado para confirmar o agrupamento gerado pela análise hierárquica.

4.4.6.2 Teste de média

Foi realizado o teste de Tukey considerando a média das perdas de P e das características dos grupos estabelecidos na análise hierárquica. O teste de Tukey foi realizado no softwear R utilizando o pacote de análises agricolae (De Mendiburu, 2014).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 Base de dados

Os campos agrícolas avaliados apresentavam diferentes sistemas de manejo de solo e sistemas de culturas e foi avaliado em épocas distintas (Tabela 1). A aplicação de chuva de 60 mm h^{-1} durante 90 minutos resultou em uma variação de até 56,1% de escoamento superficial (ES) alterando as concentrações e as perdas de sedimentos totais (ST) e das diferentes formas de P avaliadas (Tabela 2). As diferenças são explicadas pela análise visual da estrutura do solo (VESS), massa seca de cobertura (MSC), taxa de cobertura (%Cobertura), teor de carbono orgânico (CO), concentração de P extraído com resina (P_{DISP}) as quais são uma consequência dos sistemas de manejo e de culturas bem como pela variação nos teores de argila (Argila). No entanto a coleta de dados foi feita de forma exploratória, ou seja, sem definir tratamentos específicos, portanto é necessário dividir os grupos em relação às perdas de P e depois caracteriza-los.

Tabela 2. Análise descritiva (n = 30).

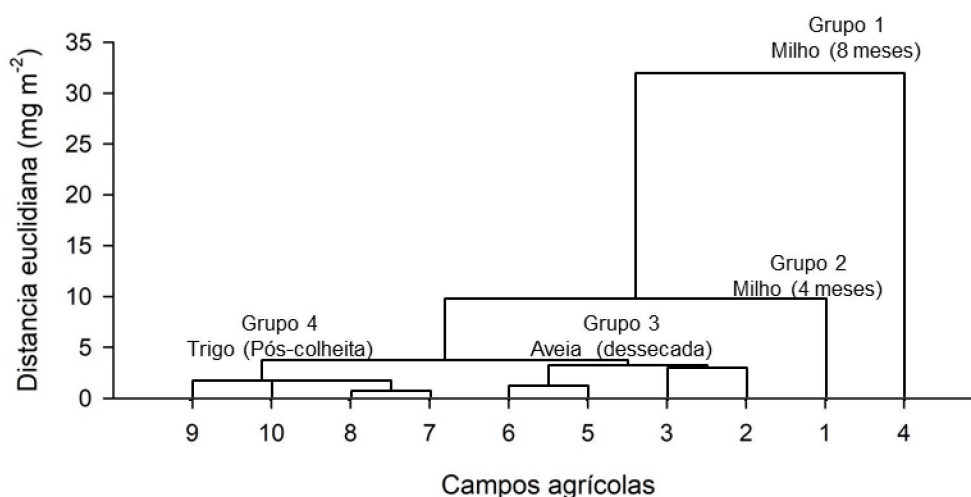
Variáveis	Maior	Menor	Média	Desvio	CV% ⁽²²⁾
Escoamento superficial					
ES ⁽¹⁾	73,45	9,31	32,28	18,16	56,1
Concentração					
[ST] ⁽²⁾	0,42	0,05	0,14	0,11	77,6
[P _{SOL}] ⁽³⁾	0,52	0,03	0,16	0,17	106,3
[P _{PAR}] ⁽⁴⁾	0,55	0,10	0,25	0,17	67,5
[P _{PAR}](bio) ⁽⁵⁾	0,09	0	0,02	0,02	110,5
[P _{PAR}](ñbio) ⁽⁶⁾	0,73	0,04	0,2	0,17	87,4
[P _{BIO}](total) ⁽⁷⁾	0,48	0,05	0,18	0,15	85,5
[P _{TOT}] ⁽⁸⁾	0,92	0,15	0,42	0,29	68,9
Perdas					
ST ⁽⁹⁾	28,01	1,79	5,59	8,00	143,0
P _{SOL} ⁽¹⁰⁾	8,12	0,54	3,74	2,68	71,8
P _{PAR} ⁽¹¹⁾	34,27	2,30	7,45	9,72	130,6
P _{PAR} (bio) ⁽¹²⁾	2,98	0	0,62	0,78	124,6
P _{PAR} (ñbio) ⁽¹³⁾	34,56	0,38	7,41	9,64	130,1
P _{TOT} ⁽¹⁴⁾	36,51	2,95	11,19	9,79	87,5
P _{BIO} (total) ⁽¹⁵⁾	7,60	0,91	4,23	2,37	55,9
Características					
MSC ⁽¹⁶⁾	2,2	0,54	1,3	0,52	39,1
%cobertura ⁽¹⁷⁾	99,0	57,0	87,7	14,8	16,8
VESS ⁽¹⁸⁾	4,34	1,0	2,1	0,96	45,4
CO ⁽¹⁹⁾	17,45	8,94	14,0	13,95	15,2
P _{DISP} ⁽²⁰⁾	109,75	8,75	48,85	27,9	57,2
Argila ⁽²¹⁾	527,0	345,8	477,6	59,5	12,0

⁽¹⁾ES – escoamento superficial (mm); ⁽²⁾[ST] – concentração de sedimentos totais (g L⁻¹); ⁽³⁾[P_{SOL}] – concentração de fósforo solúvel (mg L⁻¹); ⁽⁴⁾[P_{PAR}] – concentração fósforo particulado (mg L⁻¹); ⁽⁵⁾[P_{PAR}](bio) – concentração fósforo particulado biodisponível (mg L⁻¹); ⁽⁶⁾[P_{PAR}](ñ bio) – concentração fósforo particulado não biodisponível (mg L⁻¹); ⁽⁷⁾[P_{BIO}](total) – concentração fósforo biodisponível total (mg L⁻¹); ⁽⁸⁾[P_{TOT}] – concentração fósforo total (mg L⁻¹); ⁽⁹⁾ST – perda de sedimentos totais (g m⁻²); ⁽¹⁰⁾P_{SOL} – perda de fósforo solúvel (mg m⁻²); ⁽¹¹⁾P_{PAR} – perda de fósforo particulado (mg m⁻²); ⁽¹²⁾P_{PAR}(bio) – perda de fósforo particulado biodisponível (mg m⁻²); ⁽¹³⁾P_{PAR}(ñ bio) – perda de fósforo particulado não biodisponível (mg m⁻²); ⁽¹⁴⁾P_{TOT} – perda de fósforo total (mg m⁻²); ⁽¹⁵⁾P_{BIO}(total) – perda de fósforo biodisponível total (mg m⁻²); ⁽¹⁶⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); ⁽¹⁷⁾%cobertura – cobertura do solo (%); ⁽¹⁸⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional); ⁽¹⁹⁾CO – carbono orgânico na camada de 0-0,2 m (g dm⁻³); ⁽²⁰⁾P_{DISP} – fósforo disponível extraído com resina na camada 0-0,2 m (mg dm⁻³); ⁽²¹⁾Argila – teor de argila na camada 0-0,2 m (g kg⁻¹) e ⁽²²⁾DP – desvio padrão.

4.5.2 Agrupamento e caracterização dos campos agrícolas

A análise hierárquica foi realizada com objetivo de agrupar os campos agrícolas em relação às perdas de P (mg m^{-2}). A matriz de distancia euclidiana foi calculada considerando as perdas de P_{SOL} , $P_{\text{PAR(bio)}}$ e $P_{\text{PAR(não bio)}}$, pois o somatório dessas frações compõe o P_{TOT} . Portanto os grupos são formados pela similaridade das diferentes frações consideradas (Figura 1).

Figura 1. Dendrograma resultante da análise hierárquica de agrupamentos mostrando a formação de grupos segundo a perda de fósforo solúvel (P_{SOL}), perda de fósforo particulado biodisponível ($P_{\text{PAR(bio)}}$) e perda de fósforo particulado não biodisponível ($P_{\text{PAR(não bio)}}$).



O Grupo 1 foi formado pelo campo agrícola P4 sobre resíduo de milho oito meses após colheita (não houve plantio de inverno) ($n=3$) (Tabela 1). O Grupo 2 foi formado pelo campo agrícola P1 sobre resíduo de milho quatro meses após a colheita ($n=3$) (Tabela 1). O Grupo 3 foi formado pelos campos agrícolas P2, P3, P5 e P6 sobre resíduo de aveia após dessecação ($n=12$) (Tabela 1). O Grupo 4 foi formado pelos campos agrícolas P7, P8, P9 e P10 sobre resíduo de trigo após colheita (Tabela 1), ($n=12$). Desta forma os grupos de manejo foram identificados como “milho (8 meses)” (P4); “milho (4 meses)” (P1); “Aveia Preta (dessecada)” (P2, P3, P5 e P6) e “Trigo (Pós-colheita)” (P7, P8, P9 e P10).

Considerando a divisão de grupos citada anteriormente, aplicou-se o método de agrupamentos k-means para a confirmação da ordenação obtida na análise de agrupamentos hierárquica. Os resultados confirmaram a ordenação e, ainda, conforme análise de variância (Tabela 3), as perdas de $P_{\text{PAR(não bio)}}$ e P_{SOL} foram as variáveis mais importantes nessa ordenação ($p < 0,05$). O $P_{\text{PAR(bio)}}$ apresentou baixa contribuição para formação dos grupos.

Tabela 3. Análise de variância para cada variável dos grupos formados pela análise não-hierárquica de agrupamentos k-means.

Variável	Soma dos quadrados entre grupos	GL ⁽⁴⁾	Soma dos quadrados dentro dos grupos	GL	FC ⁽⁵⁾	Prob ⁽⁶⁾
P _{PAR} (bio) ⁽¹⁾	1,29	3	1,140	6	2,27	ns
P _{PAR} (ñbio) ⁽²⁾	839,51	3	10,03	6	167,26	<0,01
P _{SOL} ⁽³⁾	54,50	3	5,33	6	20,42	<0,01

⁽¹⁾P_{PAR}(bio) – perdas de fósforo particulado biodisponível (mg m⁻²); ⁽²⁾P_{PAR}(ñbio) – perdas de fósforo particulado não biodisponível (mg m⁻²); ⁽³⁾P_{SOL} – perdas de fósforo solúvel (mg m⁻²); ⁽⁴⁾GL – graus de liberdade; ⁽⁵⁾Fc – valor da F calculado e ⁽⁶⁾Prob. – probabilidade de se obter um valor de F ≥ Fc.

Para verificar as variáveis responsáveis pelas diferenças das formas de P encontradas na análise hierárquica (Figura 1) foi necessário caracterizar os Grupos de manejo (1 a 4) considerando suas características de cobertura, fertilidade e qualidade física. Para isso foi obtida a média de massa seca de cobertura (MSC), taxa de cobertura (%cobertura), carbono orgânico (CO), fósforo disponível (P_{DISP}) e teor de argila (argila), para os diferentes grupos de manejo (Grupo 1 a 4). As médias de cada variável dentro de cada grupo foram comparadas pelo teste de Tukey (p < 0,05) (Tabela 4).

Tabela 4. Teste de Tukey (p < 0,05) para os diferentes grupos de manejo.

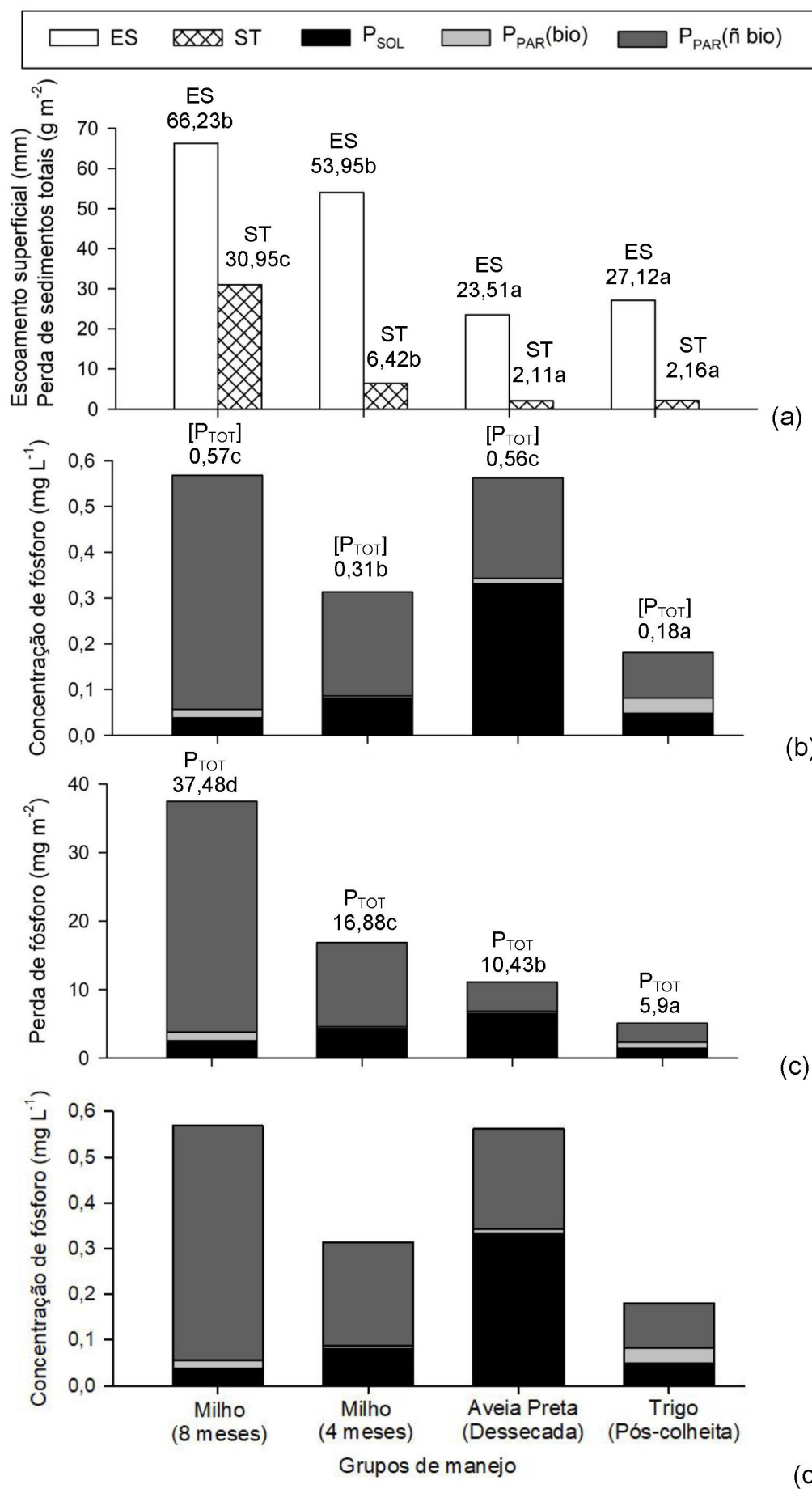
Variáveis	Grupos de manejo											
	Grupo 1			Grupo 2			Grupo 3			Grupo 4		
	Milho (8 meses)			Milho (4 meses)			Aveia			Trigo		
	Média	CV ⁽⁷⁾		Média	CV		Média	CV		Média	CV	
MSC ⁽¹⁾	0,55	3,06	B	0,57	12,28	B	1,25	18,91	A	1,77	18,23	A
%cobertura ⁽²⁾	61,33	2,49	B	58,33	2,62	B	93,17	5,89	A	96,17	2,94	A
VESS ⁽³⁾	4,13	5,62	C	3,27	8,86	B	1,7	34,41	A	1,73	27,31	A
CO ⁽⁴⁾	8,59	7,45	B	13,59	6,69	A	14,95	12,28	A	14,57	5,27	A
P _{DISP} ⁽⁵⁾	8,75	48,57	B	50,58	18,87	A	49,71	45,1	A	55,06	53,21	A
Argila ⁽⁶⁾	513,92	1,78	A	393,33	6,27	B	449,35	13,22	AB	516,42	2,52	A

⁽¹⁾MSC – massa seca de cobertura (kg m⁻²); ⁽²⁾%cobertura – cobertura do solo (%); ⁽³⁾VESS – análise visual da estrutura do solo (adimensional); ⁽⁴⁾CO – carbono orgânico na camada de 0-0,02 m (g dm⁻³); ⁽⁵⁾P_{DISP} – fósforo disponível extraído com resina na camada 0-0,2 m (mg dm⁻³); ⁽⁶⁾Argila – teor de argila na camada 0-0,2 m (g kg⁻¹) e ⁽⁷⁾CV – coeficiente de variação (%).

O Grupo 1 (milho 8 meses) foi caracterizado pela baixa qualidade física e química do solo (Tabela 3) com baixa MSC (0,55 kg m⁻²), %cobertura (61,3%), CO

(8,59 g dm⁻³), teor de P_{DISP} (8,75 mg dm⁻³) e aumento do VESS (4,13). Desta forma o Grupo 1 pode ser caracterizado como solos com baixa cobertura, baixa fertilidade e estrutura muito compactada. O baixo teor de P desses campos agrícolas indicam uma baixa capacidade de produção de massa que somado ao longo período de exposição ao clima (8 meses) degradaram a massa (MSC) e o volume de cobertura (%cobertura) morta, expondo o solo diretamente ao impacto das gotas de chuva aumentando o escoamento superficial (ES) (66,23 mm) e a perda de sedimentos totais (ST) (30,95 g m⁻²) (Figura 2a). -. As maiores perdas de P nesse sistema ocorreram em formas particuladas não biodisponíveis (P_{PAR}(ñ bio)) com contribuição de 89,85% e somente 3,39% de P particulado biodisponível (P_{PAR}(bio)). Segundo Palm et al. (2014) a manutenção da massa e volume de cobertura morta auxilia na realização de funções importantes do solo como a melhoria da infiltração, água disponível para as plantas, estabilidade de agregados, fertilidade do solo, propriedades biológicas do solo e diminuição da evaporação, escoamento superficial e erosão do solo.

Figura 2. Relação entre escoamento superficial (ES), sedimentos totais (ST), concentração e perda de fósforo solúvel (P_{SOL}), fósforo particulado biodisponível (P_{PAR}(bio)), fósforo particulado não biodisponível (P_{PAR}(ñ bio)) para os diferentes grupos de manejo. (a) média de escoamento superficial (ES) e perda de sedimentos totais (ST) para os diferentes grupos de manejo; (b) Concentração média de fósforo solúvel (P_{SOL}), fósforo particulado biodisponível (P_{PAR}(bio)) e fósforo particulado não biodisponível (P_{PAR}(ñ bio)) para os diferentes grupos de manejo; (c) Perda média de fósforo solúvel (P_{SOL}), fósforo particulado biodisponível (P_{PAR}(bio)) e fósforo particulado não biodisponível (P_{PAR}(ñ bio)) para os diferentes grupos de manejo e (d) Proporção média das perdas de fósforo solúvel (P_{SOL}), fósforo particulado biodisponível (P_{PAR}(bio)) e fósforo particulado não biodisponível (P_{PAR}(ñ bio)) para os diferentes grupos de manejo.



O Grupo 2 (milho 4 meses) apresentou ES estatisticamente igual ao Grupo 1 (milho 8 meses) e se diferenciou principalmente pela redução 20,7% da perda de ST ($6,42 \text{ g m}^{-2}$) (Figura 2a) e redução de 45,1% de P_{TOT} ($16,88 \text{ mg m}^{-2}$) (Figura 2b). A similaridade da MSC e %cobertura entre os Grupos 1 (milho 8 meses) e 2 (milho 4 meses) (Tabela 4) pode ser explicada pela taxa de decomposição do resíduo de milho, que tende a ser alta nos primeiros 30 dias pós-colheita, degradando o material mais label e atinge uma estabilidade após os 50 dias, restando somente material mais resistente (Ajwa e Tabatabai, 1994; Büchi et al., 2016).

O Grupo 2 (milho 4 meses) apresentou maior teor de CO ($13,59 \text{ g dm}^{-3}$), P_{DISP} ($50,58 \text{ mg dm}^{-3}$), demonstrando maior capacidade produtiva e menores valores de VESS (3,27) indicando melhores condições físicas em relação ao Grupo 1 (milho 8 meses) (Tabela 4). A melhor condição do solo pode ser atribuída ao maior teor de CO em profundidade que tem efeito direto na qualidade física do solo (Arshad e Martin, 2002; Pinheiro et al., 2004; Guimarães et al., 2013; Munkholm et al., 2013). Portanto a redução de P_{TOT} do Grupo 2 (milho 4 meses) em relação ao Grupo 1 (milho 8 meses) foi causada pela diferença significativa da qualidade física do solo que aumenta a capacidade de infiltração e auxilia na redução de perdas de ST e de P via escoamento superficial. Os Grupos 3 (aveia dessecada) e 4 (trigo pós-colheita), apresentaram características muito similares com alta MSC, %cobertura, CO e P_{DISP} e redução de VESS em relação aos Grupos 1 (milho 8 meses) e 2 (milho 4 meses) (Tabela 4). Devido a elevada proteção do solo e boa qualidade física os Grupos 3 e 4 apresentaram uma redução significativa de P_{PAR} e P_{TOT} . No entanto foi identificada uma diferença significativa da perda de P_{TOT} entre os Grupos 3 ($10,43 \text{ mg m}^{-2}$) e 4 ($5,9 \text{ mg m}^{-2}$) (Figura 2c). O fator responsável por essa variação foi teor de argila do solo com média de 449 g kg^{-1} para o Grupo 3 e 516 g kg^{-1} para o Grupo 4 (Tabela 4). Portanto as perdas de P_{SOL} e P_{BIO} ocorrem em uma faixa constante de ES, MSC, CO e VESS com variação significativa no teor de argila.

A concentração de $[P_{\text{TOT}}]$, $[P_{\text{SOL}}]$ e $[P_{\text{BIO}}]$ estão associadas às maiores perdas de P_{SOL} e P_{BIO} , no entanto redução significativa de P_{TOT} dos Grupos 3 (Aveia Preta dessecada) e 4 (Trigo pós-colheita) em relação aos Grupos 1 (Milho 8 meses) e 2 (Milho 4 meses), indica que perdas de formas solúveis foi muito baixa em relação as formas particuladas (Tabela 2). A redução de P_{TOT} e aumento da contribuição de P_{SOL} em áreas agrícola bem conservadas são relatadas em diversos

estudos. Sharpley et al. (1992), por exemplo, recomenda que em campos agrícolas com concentração sedimentos totais menor que 3 g L^{-1} é imprescindível a determinação da biodisponibilidade, pois é o fator principal para diferenciar os sistemas agrícolas.

O resultado demonstra que em campos agrícolas com elevada MSC e boa qualidade física a variação da perda de P_{SOL} e P_{BIO} foi maior para solos com menor teor de argila, independente da concentração de P_{DISP} . A maior importância do teor de argila em relação ao P_{DISP} para as perdas de P_{SOL} e P_{BIO} pode ser explicada pela variação do P do solo extraível em água, o qual pode ser maior em solos com menor teor de argila, quando submetidos ao mesmo manejo de adubação (Sharpley, 1995; Rheinheimer e Anghinoni, 2001; Allen e Mallarino, 2006; Dari et al., 2018). Em trabalho comparando Latossolos sob mesmo manejo de adubação mineral durante 15 anos, na mesma região estudada, foi demonstrado que a concentração de P do solo extraível em água representa 1,14 e 0,12% do P_{DISP} (P-resina) em solos com teor de argila de 228 e 701 g kg^{-1} , respectivamente (Abboud et al., 2017). A escolha dos campos agrícolas foi realizada priorizando o mesmo tipo de solo, no entanto a variação de $\pm 59,5 \text{ g kg}^{-1}$ (CV = 12,9%) identificada para argila (Tabela 1) apresentou interação com a perda de P_{SOL} mais importante que as promovidas pelo aumento do P_{DISP} do solo (Tabela 2).

As perdas de P_{PAR} foram mais importantes para diferenciar campos agrícolas, devido a sua elevada quantidade nos grupos 1 (Milho 8 meses) e 2 (Milho 4 meses), enquanto que o P_{SOL} teve uma importância secundária para separação de campos com baixa perda de P_{PAR} (Grupos 3 (Aveia Preta dessecada) e 4 (Trigo pós-colheita)).

O Grupo 4 agrupou diversificados manejos de solo como sistema de plantio direto (SPD), sistema de plantio direto escarificado (SPDesc), sistema convencional com gradagens profundas (SC) e sistema de cultivo mínimo (SCmin) (Tabela 1) e resultou nas menores perdas de todas as formas de P avaliadas. Esses resultados demonstra que as diferenças no manejo de solo não interferiu nas perdas de P no período de uma semana após a colheita do trigo e indicam a importância da cobertura do solo na mitigação de perdas por escoamento superficial. Em última análise, independente do sistema de manejo do solo, os melhores atributos (MSC, CO, argila e redução de VESS) foram identificados no Grupo 4 (Trigo pós-colheita)

do solo, o que resultou na redução das perdas de P. Os resultados corroboram com uma série de estudos em campos agrícolas que demonstram que o aumento de cobertura vegetal e melhoria nas condições físicas estruturais do solo e o teor de argila são os principais fatores responsáveis pela mitigação das perdas de P (Sharpley et al., 1992; Sharpley et al., 1994; Uusitalo et al., 2003; Sharpley et al., 2004; Schoumans et al., 2014; Sharpley e Wang, 2014).

4.6 CONCLUSÃO

Os campos agrícolas com reduzida massa seca de cobertura apresentaram maiores perdas de fósforo particulado, enquanto que os campos agrícolas com elevada massa seca de cobertura apresentaram menores perdas de fósforo particulado.

Nos campos agrícolas com elevada massa seca de cobertura a perda de água e sedimentos foi muito baixa, no entanto a concentração de fósforo solúvel foi elevada.

A redução no teor de argila em solos com boa cobertura foi o principal fator no incremento do fósforo solúvel no escoamento superficial.

4.7 REFERÊNCIAS

ABBOUD, F. Y.; MOTTA, A. C. V.; BARTH, G.; GOULARTE, G. D.; FAVARETTO, N. Mobility and Degree of Phosphorus Saturation in Oxisol under No-tillage after Long-Term Application of Dairy Liquid Manure. **Agriculture, ecosystems & environment**, 2017.

AJWA, H.; TABATABAI, M. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, n. 3, p. 175-182, 1994.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Relationships between Extractable Soil Phosphorus and Phosphorus Saturation after Long-Term Fertilizer or Manure Application. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 2, p. 454-463, 2006.

APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. **Washington: American Public Health Association**, 1995.

ARSHAD, M. A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 153-160, 2002.

ARTHUR, D.; VASSILVITSKII, S. How slow is the k-means method? , Proceedings of the twenty-second annual symposium on Computational geometry, ACM. p.144-153, 2006.

BALL, B.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality—a development of the Peerlkamp test. **Soil use and Management**, v. 23, n. 4, p. 329-337, 2007.

BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F. Human Impact on Erovable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. **BioScience**, v. 51, n. 3, p. 227-234, 2001.

BOUYOUCOS, G. J. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. **Agronomy journal**, v. 54, n. 5, p. 464-465, 1962.

BÜCHI, L.; VALSANGIACOMO, A.; BUREL, E.; CHARLES, R. Integrating simulation data from a crop model in the development of an agri-environmental indicator for soil cover in Switzerland. **European Journal of Agronomy**, v. 76, p. 149-159, 2016.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **J. Environ. Qual**, v. 27, p. 261-266, 1998.

DARI, B.; NAIR, V. D.; SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P.; FRANKLIN, D.; HARRIS, W. G. Consistency of the Threshold Phosphorus Saturation Ratio across a Wide Geographic Range of Acid Soils. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 1, n. 1, 2018.

DE ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; DE OLIVEIRA, P. T. S.; DA SILVA MENEZES, R.; SOBRINHO, T. A.; DE CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018.

DE MENDIBURU, F. Agricolae: statistical procedures for agricultural research. **R package version**, v. 1, n. 1, 2014.

DERPSCH, R.; FRANZLUEBBERS, A.; DUIKER, S.; REICOSKY, D.; KOELLER, K.; FRIEDRICH, T.; STURNY, W.; SÁ, J.; WEISS, K. Why do we need to standardize no-tillage research? **Soil and Tillage Research**, v. 137, p. 16-22, 2014.

GALILI, T. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. **Bioinformatics**, v. 31, n. 22, p. 3718-3720, 2015.

GIAROLA, N. F. B.; DA SILVA, Á. P.; TORMENA, C. A.; GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C. On the Visual Evaluation of Soil Structure: The Brazilian experience in Oxisols under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 60-64, 2013.

GREGORY, J. M. Soil cover prediction with various amounts and types of crop residue. **Transactions of the ASAE**, v. 25, n. 5, p. 1333-1337, 1982.

GUIDI, C.; MAGID, J.; RODEGHIERO, M.; GIANELLE, D.; VESTERDAL, L. Effects of forest expansion on mountain grassland: changes within soil organic carbon fractions. **Plant and soil**, v. 385, n. 1-2, p. 373-387, 2014.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A.; GIAROLA, N. F. B.; DA SILVA, Á. P. Relating visual evaluation of soil structure to other physical properties in soils of contrasting texture and management. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 92-99, 2013.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. Terminology for phosphorus transfer. **Journal of environmental quality**, v. 29, n. 1, p. 10-15, 2000.

HUANG, J.; XU, C.-C.; RIDOUTT, B. G.; WANG, X.-C.; REN, P.-A. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179, 2017.

KINNELL, P. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257-265, 2016.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; BERGSTRÖM, L.; JOHNSON, L. T.; DOODY, D. G. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297-310, 2015.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

MEYER, L. D.; MCCUNE, D. L. Rainfall simulator for runoff plots. **Agricultural engineering**, v. 39, n. 10, p. 644-648, 1958.

MEYERS, R.; PIERZYNSKI, G. Using the iron oxide method to estimate bioavailable phosphorus in runoff. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. Southern Cooperative Series Bulletin**, n. 408, p. 118-121, 2009.

MUNKHOLM, L. J.; HECK, R. J.; DEEN, B. Long-term rotation and tillage effects on soil structure and crop yield. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 85-91, 2013.

NEŠPOR, V.; SEVRUK, B. Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 16, n. 4, p. 450-464, 1999.

PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; DECLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 187, p. 87-105, 2014.

PINHEIRO, E.; PEREIRA, M.; ANJOS, L. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 77, n. 1, p. 79-84, 2004.

POTE, D.; DANIEL, T.; MOORE, P.; NICHOLS, D.; SHARPLEY, A.; EDWARDS, D. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 3, p. 855-859, 1996.

RAIJ, B. V.; QUAGGIO, J.; RAIJ, B. V.; ANDRADE, J.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. **RAIJ, BV et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo**, p. 199, 2001.

RHEINHEIMER, D.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesq. agropec. bras., Brasília**, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2001.

SCHOUMANS, O.; CHARDON, W.; BECHMANN, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; HOFMAN, G.; KRONVANG, B.; RUBÆK, G. H.; ULÉN, B.; DORIOZ, J.-M. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 1255-1266, 2014.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R. Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 4, p. 945-952, 2011.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P.; WELD, J. Assessment of best management practices to minimise the runoff of manure-borne phosphorus in the United States. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 4, p. 461-477, 2004.

SHARPLEY, A.; MENZEL, R. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHARPLEY, A.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: lessons from the USA and China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 9, p. 1770-1782, 2014.

SHARPLEY, A. N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 5, p. 920-926, 1995.

SHARPLEY, A. N.; CHAPRA, S.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.; DANIEL, T. C.; REDDY, K. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal of environmental quality**, v. 23, n. 3, p. 437-451, 1994.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S.; JONES, O.; BERG, W.; COLEMAN, G. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of environmental quality**, v. 21, n. 1, p. 30-35, 1992.

SHORE, M.; JORDAN, P.; MELLANDER, P.-E.; KELLY-QUINN, M.; WALL, D.; MURPHY, P.; MELLAND, A. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 405-415, 2014.

SNEATH, P. H.; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification**, 1973.

USEPA - Method 3015a: Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. **United States Environmental Protection Agency**, 2007.

5 CONCLUSÃO GERAL

A obtenção do P-index ajustado utilizando atributos de fácil obtenção no campo foi possível a partir de técnicas estatística multivariada. Assim, é possível estimar a vulnerabilidade de perda de fósforo em novos campos agrícolas a partir do levantamento de atributos de fácil obtenção no campo (massa seca de cobertura, análise visual de estrutura, carbono orgânico do solo, teor de P do solo e teor de argila). No entanto, deve-se considerar que a aplicação eficiente dessa classificação ocorre em condições similares ao banco de dados utilizados no desenvolvimento desse estudo.

Os indicadores mais sensíveis à infiltração de água no solo foram o carbono orgânico (CO), análise visual da estrutura do solo (VESS), massa seca de cobertura (MSC), potencial matricial no ponto de inflexão ($|\Psi|_{\text{inflexão}}$), frequência relativa de macroporos (FRMac), mesoporos (FRMes) e microporos (FRMic). As funções univariadas ajustadas foram pouco eficientes em distinguir ambientes de alta e baixa infiltração e não devem ser utilizadas. Portanto recomenda-se o uso de dois ou mais indicadores, no caso de somente dois indicadores recomenda-se o uso de CO e VESS 25, por apresentar função com 100% de acerto na distinção entre baixa e alta infiltração de água no solo.

Os campos com monocultivo de milho durante o período de pousio e no período pré-plantio de inverno apresentaram maior probabilidade de perda de fósforo principalmente pela redução de cobertura. Em campos agrícolas no período pós-colheita a alta massa seca de cobertura e boas condições físicas conferiram maior proteção ao solo, reduzindo as perdas de fósforo particulado. Nos campos agrícolas bem protegidos a perda de água e sedimentos foi muito baixa, no entanto a concentração de fósforo solúvel foi elevada. A redução no teor de argila em solos com boa cobertura foi o principal fator no incremento de formas solúveis de fósforo no escoamento superficial. No período pós-colheita as perdas de fósforo não foram influenciadas pelo manejo do solo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dependendo do foco do estudo a divisão de classes do mesmo banco de dados pode ser mais complexa. A infiltração de água no solo foi um problema linearmente separável, ou seja, pode ser dividido considerando duas classes (Grupos). Mesmo com a simplicidade de duas classes as variáveis sozinhas não foram suficientes para distinguir os campos agrícolas com erros consideráveis. A utilização de análise de regressão logística foi uma saída elegante para ajustar as estimativas e possibilitou verificar o conjunto mínimo de indicadores. A regressão logística pode ser vista como um tipo de perceptron, um algoritmo antigo de inteligência artificial que se inspira livremente no funcionamento dos neurônios. De maneira bem simplificada, podemos pensar nos neurônios como células que recebem sinais pelos seus dendritos, processam esse sinal e ativam caso o sinal processado exceda algum limiar. Isso é exatamente o que a regressão logística faz: ela pondera o sinal das múltiplas variáveis, soma esses sinais e passa-os por uma função achatamento, produzindo uma probabilidade. Se essa probabilidade for maior do que um limiar, a regressão logística dispara, ou seja, retorna 1, caso os sinais recebidos não forem fortes o suficiente, a regressão logística não dispara, produzindo zero.

A variação das formas de fósforo no escoamento superficial aumentou a complexidade do banco de dados com um sentido de variação principal de cobertura e qualidade física que aumenta a probabilidade de fósforo particulado e outro secundário que adiciona fósforo solúvel com quatro comportamentos distintos. Para ajustar uma função que captasse essa variação em dois sentidos foi necessária a utilização da análise de componentes principais. A rotina de análise desenvolvida para ajuste do P-index pode ser empregada na avaliação de diferentes bancos de dados e pode auxiliar na simplificação de problemas complexos em escalas de bacia hidrográfica. Devido à entrada padronizada pela correlação o balanço entre os pesos pode ser comparado para diferentes escalas possibilitando uma visão mais generalizada do problema.

7 REFERÊNCIAS GERAIS

ABBOUD, F. Y.; MOTTA, A. C. V.; BARTH, G.; GOULARTE, G. D.; FAVARETTO, N. Mobility and Degree of Phosphorus Saturation in Oxisol under No-tillage after Long-Term Application of Dairy Liquid Manure. **Agriculture, ecosystems & environment**, 2017.

AGGELIDES, S.; LONDRA, P. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. **Bioresource technology**, v. 71, n. 3, p. 253-259, 2000.

AJWA, H.; TABATABAI, M. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, n. 3, p. 175-182, 1994.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Relationships between Extractable Soil Phosphorus and Phosphorus Saturation after Long-Term Fertilizer or Manure Application. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 2, p. 454-463, 2006.

APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. **Washington: American Public Health Association**, 1995.

ARIAS, O. V.; GARRIDO, A.; VILLET, M.; TARQUIS, A. M. Homogenisation of a soil properties map by principal component analysis to define index agricultural insurance policies. **Geoderma**, 2017.

ARSHAD, M. A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 153-160, 2002.

ARTHUR, D.; VASSILVITSKII, S. How slow is the k-means method? , Proceedings of the twenty-second annual symposium on Computational geometry, ACM. p.144-153, 2006.

ASKARI, M. S.; CUI, J.; HOLDEN, N. M. The visual evaluation of soil structure under arable management. **Soil and Tillage Research**, v. 134, p. 1-10, 2013.

ASKARI, M. S.; HOLDEN, N. M. Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management. **Geoderma**, v. 230, p. 131-142, 2014.

ASSOULINE, S. Infiltration into soils: Conceptual approaches and solutions. **Water Resources Research**, v. 49, n. 4, p. 1755-1772, 2013.

BALL, B.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality—a development of the Peirlkamp test. **Soil use and Management**, v. 23, n. 4, p. 329-337, 2007.

BAVEYE, P. C.; RANGEL, D.; JACOBSON, A. R.; LABA, M.; DARNAULT, C.; OTTEN, W.; RADULOVICH, R.; CAMARGO, F. A. From dust bowl to dust bowl: soils

are still very much a frontier of science. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 6, p. 2037-2048, 2011.

BAYER, C.; DIECKOW, J.; AMADO, T. J. C.; ELTZ, F. L. F.; VIEIRA, F. C. B. Cover crop effects increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 40, n. 9-10, p. 1499-1511, 2009.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 161, p. 86-94, 2016.

BECHMANN, M.; KROGSTAD, T.; SHARPLEY, A. A phosphorus Index for Norway. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science**, v. 55, n. 3, p. 205-213, 2005/09/01 2005.

BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F. Human Impact on Erovable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. **BioScience**, v. 51, n. 3, p. 227-234, 2001.

BLANCO-CANQUI, H.; WIENHOLD, B. J.; JIN, V. L.; SCHMER, M. R.; KIBET, L. C. Long-term tillage impact on soil hydraulic properties. **Soil and Tillage Research**, v. 170, p. 38-42, 2017.

BOLSTER, C. H.; HORVATH, T.; LEE, B. D.; MEHLHOPE, S.; HIGGINS, S.; DELGADO, J. A. Development and testing of a new phosphorus index for Kentucky. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 3, p. 183-196, May 1, 2014 2014.

BONE, J.; BARRACLOUGH, D.; EGGLETON, P.; HEAD, M.; JONES, D.; VOULVOULIS, N. Prioritising soil quality assessment through the screening of sites: the use of publicly collected data. **Land degradation & development**, v. 25, n. 3, p. 251-266, 2014.

BOUYOUCOS, G. J. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. **Agronomy journal**, v. 54, n. 5, p. 464-465, 1962.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1, p. 3-22, 2005.

BÜCHI, L.; VALSANGIACOMO, A.; BUREL, E.; CHARLES, R. Integrating simulation data from a crop model in the development of an agri-environmental indicator for soil cover in Switzerland. **European Journal of Agronomy**, v. 76, p. 149-159, 2016.

BUCZKO, U.; KUCHENBUCH, R. O. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe—a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 170, n. 4, p. 445-460, 2007.

BUTLER, D. M.; FRANKLIN, D. H.; CABRERA, M. L.; RISSE, L. M.; RADCLIFFE, D. E.; WEST, L. T.; GASKIN, J. W. Assessment of the Georgia Phosphorus Index on

farm at the field scale for grassland management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 65, n. 3, p. 200-210, May 1, 2010 2010.

CANDÈS, E. J.; LI, X.; MA, Y.; WRIGHT, J. Robust principal component analysis? **Journal of the ACM (JACM)**, v. 58, n. 3, p. 11, 2011.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CHAPUIS, R. P. Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. **Bulletin of engineering geology and the environment**, v. 71, n. 3, p. 401-434, 2012.

CHEROBIM, V. F.; FAVARETTO, N.; ARMINDO, R. A.; BARTH, G.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V. Water infiltration post-liquid dairy manure application in no-till Oxisol of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p. 104-111, 2015.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **J. Environ. Qual**, v. 27, p. 261-266, 1998.

D'HOSE, T.; COUGNON, M.; DE VliegHER, A.; VANDECASTEELE, B.; VIAENE, N.; CORNELIS, W.; VAN BOCKSTAELE, E.; REHEUL, D. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. **Applied soil ecology**, v. 75, p. 189-198, 2014.

DA SILVA, A. C.; ARMINDO, R. A.; DOS SANTOS BRITO, A.; SCHAAP, M. G. SPLINTEX: A physically-based pedotransfer function for modeling soil hydraulic functions. **Soil and Tillage Research**, v. 174, p. 261-272, 2017.

DARI, B.; NAIR, V. D.; SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P.; FRANKLIN, D.; HARRIS, W. G. Consistency of the Threshold Phosphorus Saturation Ratio across a Wide Geographic Range of Acid Soils. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 1, n. 1, 2018.

DE ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; DE OLIVEIRA, P. T. S.; DA SILVA MENEZES, R.; SOBRINHO, T. A.; DE CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018.

DE MENDIBURU, F. *Agricolae: statistical procedures for agricultural research. R package version*, 2014. (pacote de análises)

DEKA, B.; DUTTA, M. Principal component analysis of soil properties in assessing erodibility indices in the Northern Brahmaputra plains of Assam. **Principal component analysis of soil properties in assessing erodibility indices in the 277 Northern Brahmaputra plains of Assam**, v. 15, n. 4, p. 277-283, 2016.

DELAUNE, P. B.; MOORE, P. A.; CARMAN, D. K.; SHARPLEY, A. N.; HAGGARD, B. E.; DANIEL, T. C. Development of a phosphorus index for pastures fertilized with poultry litter—Factors affecting phosphorus runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 6, p. 2183-2191, 2004.

DERPSCH, R.; FRANZLUEBBERS, A.; DUIKER, S.; REICOSKY, D.; KOELLER, K.; FRIEDRICH, T.; STURNY, W.; SÁ, J.; WEISS, K. Why do we need to standardize no-tillage research? **Soil and Tillage Research**, v. 137, p. 16-22, 2014.

DEXTER, A. Soil physical quality: Part III: Unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S-theory. **Geoderma**, v. 120, n. 3, p. 227-239, 2004b.

DEXTER, A. Soil physical quality: part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3, p. 201-214, 2004a.

DEXTER, A.; BIRD, N. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 4, p. 203-212, 2001.

DI PRIMA, S.; CONCIALDI, P.; LASSABATERE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R.; PIRASTRU, M.; CERDA, A.; KEESSTRA, S. Laboratory testing of Beerkan infiltration experiments for assessing the role of soil sealing on water infiltration. **Catena**, v. 167, p. 373-384, 2018.

DUNNE, T.; ZHANG, W.; AUBRY, B. F. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. **Water Resources Research**, v. 27, n. 9, p. 2271-2285, 1991.

EWEN, J.; O'DONNELL, G.; BULYGINA, N.; BALLARD, C.; O'CONNELL, E. Towards understanding links between rural land management and the catchment flood hydrograph. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 139, n. 671, p. 350-357, 2013.

FISCHER, C.; TISCHER, J.; ROSCHER, C.; EISENHAUER, N.; RAVENEK, J.; GLEIXNER, G.; ATTINGER, S.; JENSEN, B.; DE KROON, H.; MOMMER, L. Plant species diversity affects infiltration capacity in an experimental grassland through changes in soil properties. **Plant and soil**, v. 397, n. 1-2, p. 1-16, 2015.

FRANZLUEBBERS, A. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil and Tillage Research**, v. 66, n. 2, p. 197-205, 2002.

GALILI, T. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. **Bioinformatics**, v. 31, n. 22, p. 3718-3720, 2015.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 28, n. 1-2, p. 123-134, 1997.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. D. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015.

GIAROLA, N. F. B.; DA SILVA, Á. P.; TORMENA, C. A.; GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C. On the visual evaluation of soil structure: the Brazilian experience in Oxisols under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 60-64, 2013.

GOOD, L. W.; VADAS, P.; PANUSKA, J. C.; BONILLA, C. A.; JOKELA, W. E. Testing the Wisconsin Phosphorus Index with Year-Round, Field-Scale Runoff Monitoring. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1730-1740, 2012.

GREGORY, J. M. Soil cover prediction with various amounts and types of crop residue. **Transactions of the ASAE**, v. 25, n. 5, p. 1333-1337, 1982.

GUIDI, C.; MAGID, J.; RODEGHIERO, M.; GIANELLE, D.; VESTERDAL, L. Effects of forest expansion on mountain grassland: changes within soil organic carbon fractions. **Plant and soil**, v. 385, n. 1-2, p. 373-387, 2014.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A. Improvements in the visual evaluation of soil structure. **Soil Use and Management**, p. no-no, 2011.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A.; GIAROLA, N. F. B.; DA SILVA, Á. P. Relating visual evaluation of soil structure to other physical properties in soils of contrasting texture and management. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 92-99, 2013.

GWENZI, W.; HINZ, C.; HOLMES, K.; PHILLIPS, I. R.; MULLINS, I. J. Field-scale spatial variability of saturated hydraulic conductivity on a recently constructed artificial ecosystem. **Geoderma**, v. 166, n. 1, p. 43-56, 2011.

HARMEL, R.; TORBERT, H.; DELAUNE, P.; HAGGARD, B.; HANEY, R. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 60, n. 1, p. 29-42, 2005.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. Terminology for phosphorus transfer. **Journal of environmental quality**, v. 29, n. 1, p. 10-15, 2000.

HECKRATH, G.; BECHMANN, M.; EKHOLM, P.; ULÉN, B.; DJODJIC, F.; ANDERSEN, H. E. Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. **Journal of Hydrology**, v. 349, n. 1-2, p. 68-87, 2008.

HEWSON, P. CRAN task view: Multivariate statistics. 2018.

HUANG, J.; XU, C.-C.; RIDOUTT, B. G.; WANG, X.-C.; REN, P.-A. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179, 2017.

JAGER, M. M.; RICHARDSON, S. J.; BELLINGHAM, P. J.; CLEARWATER, M. J.; LAUGHLIN, D. C. Soil fertility induces coordinated responses of multiple independent functional traits. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 374-385, 2015.

JOLLIFFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: a review and recent developments. **Phil. Trans. R. Soc. A**, v. 374, n. 2065, p. 20150202, 2016.

KAISER, H. F.; DICKMAN, K. Sample and population score matrices and sample correlation matrices from an arbitrary population correlation matrix. **Psychometrika**, v. 27, n. 2, p. 179-182, 1962.

KINNELL, P. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257-265, 2016.

KINNELL, P. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257-265, 2016.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R.; TAO, L.; BERGSTROM, L.; ZHU, Q. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and soil**, v. 349, n. 1-2, p. 169-182, 2011.

KLEINMAN, P. J.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; BERGSTRÖM, L.; JOHNSON, L. T.; DOODY, D. G. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297-310, 2015.

KLUTE, A.; DIRKSEN, C. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. **Methods of soil analysis: part 1—physical and mineralogical methods**, n. methodsofsoilan1, p. 687-734, 1986.

KOOREVAAR, P.; MENELIK, G.; DIRKSEN, C. **Elements of soil physics**. Elsevier, 1983.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993.

LI, Y. X.; TULLBERG, J. N.; FREEBAIRN, D. M.; LI, H. W. Functional relationships between soil water infiltration and wheeling and rainfall energy. **Soil and Tillage Research**, v. 104, n. 1, p. 156-163, 2009.

LIU, J.; HU, Y.; YANG, J.; ABDI, D.; CADE-MENUN, B. J. Investigation of soil legacy phosphorus transformation in long-term agricultural fields using sequential fractionation, P K-edge XANES and solution P NMR spectroscopy. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 1, p. 168-176, 2014.

LOSKA, K.; WIECHUŁA, D. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 723-733, 2003.

MARJERISON, R. D.; DAHLKE, H.; EASTON, Z. M.; SEIFERT, S.; WALTER, M. T. A Phosphorus Index transport factor based on variable source area hydrology for New

York State. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 66, n. 3, p. 149-157, May 1, 2011.

MCDOWELL, R. W.; MONAGHAN, R. M.; WHEELER, D. Modelling phosphorus losses from pastoral farming systems in New Zealand. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 48, n. 1, p. 131-141, 2005.

MEYER, L. D.; MCCUNE, D. L. Rainfall simulator for runoff plots. **Agricultural engineering**, v. 39, n. 10, p. 644-648, 1958.

MEYERS, R.; PIERZYNSKI, G. Using the iron oxide method to estimate bioavailable phosphorus in runoff. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. Southern Cooperative Series Bulletin**, n. 408, p. 118-121, 2009.

MIATTO, R. C.; WRIGHT, I. J.; BATALHA, M. A. Relationships between soil nutrient status and nutrient-related leaf traits in Brazilian cerrado and seasonal forest communities. **Plant and soil**, v. 404, n. 1-2, p. 13-33, 2016.

MONCADA, M. P.; GABRIELS, D.; LOBO, D.; REY, J. C.; CORNELIS, W. M. Visual field assessment of soil structural quality in tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 139, p. 8-18, 2014.

MUELLER, L.; KAY, B. D.; DEEN, B.; HU, C.; ZHANG, Y.; WOLFF, M.; EULENSTEIN, F.; SCHINDLER, U. Visual assessment of soil structure: Part II. Implications of tillage, rotation and traffic on sites in Canada, China and Germany. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 1, p. 188-196, 2009.

MUNKHOLM, L. J.; HECK, R. J.; DEEN, B. Long-term rotation and tillage effects on soil structure and crop yield. **Soil and Tillage Research**, v. 127, p. 85-91, 2013.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, p. 6, 2014.

NASH, J. C.; NASH, M. J. C. Package 'nlmrt'. **R package version**, 2012. (pacote de análises)

NERIS, J.; JIMÉNEZ, C.; FUENTES, J.; MORILLAS, G.; TEJEDOR, M. Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain). **Catena**, v. 98, p. 55-62, 2012.

NEŠPOR, V.; SEVRUK, B. Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 16, n. 4, p. 450-464, 1999.

NOVAK, J.; SIGUA, G.; WATTS, D.; CANTRELL, K.; SHUMAKER, P.; SZOGI, A.; JOHNSON, M. G.; SPOKAS, K. Biochars impact on water infiltration and water quality through a compacted subsoil layer. **Chemosphere**, v. 142, p. 160-167, 2016.

NYMAN, P.; SHERIDAN, G. J.; SMITH, H. G.; LANE, P. N. J. Modeling the effects of surface storage, macropore flow and water repellency on infiltration after wildfire. **Journal of Hydrology**, v. 513, p. 301-313, 2014.

OBIA, A.; MULDER, J.; MARTINSEN, V.; CORNELISSEN, G.; BØRRESEN, T. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 35-44, 2016.

OSUNBITAN, J.; OYEDELE, D.; ADEKALU, K. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. **Soil and Tillage Research**, v. 82, n. 1, p. 57-64, 2005.

OU, Y.; WANG, X. Identification of critical source areas for non-point source pollution in Miyun reservoir watershed near Beijing, China. **Water Sci Technol**, v. 58, n. 11, p. 2235-41, 2008.

PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; DECLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 187, p. 87-105, 2014.

PARCHAMI-ARAGHI, F.; MIRLATIFI, S. M.; GHORBANI DASHTAKI, S.; MAHDIAN, M. H. Point estimation of soil water infiltration process using Artificial Neural Networks for some calcareous soils. **Journal of Hydrology**, v. 481, p. 35-47, 2013.

PEÑA-SANCHO, C.; LÓPEZ, M.; GRACIA, R.; MORET-FERNÁNDEZ, D. Effects of tillage on the soil water retention curve during a fallow period of a semiarid dryland. **Soil Research**, v. 55, n. 2, p. 114-123, 2017.

PENN, C.; MCGRATH, J.; BOWEN, J.; WILSON, S. Phosphorus removal structures: A management option for legacy phosphorus. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 2, p. 51A-56A, 2014.

PERKS, M.; OWEN, G.; BENSKIN, C. M. H.; JONCZYK, J.; DEASY, C.; BURKE, S.; REANEY, S.; HAYGARTH, P. M. Dominant mechanisms for the delivery of fine sediment and phosphorus to fluvial networks draining grassland dominated headwater catchments. **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 178-190, 2015.

PINHEIRO, E.; PEREIRA, M.; ANJOS, L. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 77, n. 1, p. 79-84, 2004.

PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 4, p. 325-335, 2000.

POTE, D.; DANIEL, T.; MOORE, P.; NICHOLS, D.; SHARPLEY, A.; EDWARDS, D. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 3, p. 855-859, 1996.

PREISSER, J. S.; DAS, K.; BENECHA, H.; STAMM, J. W. Logistic regression for dichotomized counts. **Statistical methods in medical research**, v. 25, n. 6, p. 3038-3056, 2016.

RAHMANIPOUR, F.; MARZAIOLI, R.; BAHRAMI, H. A.; FEREIDOUNI, Z.; BANDARABADI, S. R. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. **Ecological Indicators**, v. 40, p. 19-26, 2014.

RAIJ, B. V.; QUAGGIO, J.; RAIJ, B. V.; ANDRADE, J.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. **RAIJ, BV et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo**, p. 199, 2001.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; HORN, R.; HÅKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, n. 2, p. 242-254, 2009.

REID, D. K. A modified Ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, n. 3, p. 455-466, 2011.

REVELLE, W. R. psych: Procedures for personality and psychological research. **R package version**, 2017. (pacote de análises)

REYNOLDS, W.; BOWMAN, B.; BRUNKE, R.; DRURY, C.; TAN, C. Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimates of saturated hydraulic conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 478-484, 2000.

REYNOLDS, W.; DRURY, C.; TAN, C.; FOX, C.; YANG, X. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3, p. 252-263, 2009.

REYNOLDS, W.; ELRICK, D. Falling head soil core (tank) method. **Methods of soil analysis**, v. 4, p. 809-812, 2002.

RHEINHEIMER, D.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesq. agropec. bras., Brasília**, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2001.

RICHARDS, L.; WEAVER, L. Moisture retention by some irrigated soils as related to soil moisture tension. **Journal of Agricultural Research**, v. 69, n. 6, p. 215-235, 1944.

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P. S.; WITHERS, P. J. A.; TELES, A. P. B.; HERRERA, W. F. B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

SCHAAP, M. G.; LEIJ, F. J.; VAN GENUCHTEN, M. T. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. **Journal of hydrology**, v. 251, n. 3, p. 163-176, 2001.

SCHOUMANS, O.; CHARDON, W.; BECHMANN, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; HOFMAN, G.; KRONVANG, B.; RUBÆK, G. H.; ULÉN, B.; DORIOZ, J.-M. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface

water quality: a review. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 1255-1266, 2014.

SCHWEN, A.; BODNER, G.; SCHOLL, P.; BUCHAN, G. D.; LOISKANDL, W. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 113, n. 2, p. 89-98, 2011.

SHARPLEY, A. N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 5, p. 920-926, 1995.

SHARPLEY, A. N.; CHAPRA, S.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.; DANIEL, T. C.; REDDY, K. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal of environmental quality**, v. 23, n. 3, p. 437-451, 1994.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R. Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 4, p. 945-952, 2011.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; HEATHWAITE, A. L.; GBUREK, W. J.; WELD, J. L.; FOLMAR, G. J. Integrating Contributing Areas and Indexing Phosphorus Loss from Agricultural Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 4, p. 1488-1496, 2008.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; WELD, J. L.; KLEINMAN, P. J. A. Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 6, p. 2026-2036, 2001.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S.; JONES, O.; BERG, W.; COLEMAN, G. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of environmental quality**, v. 21, n. 1, p. 30-35, 1992.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P.; WELD, J. Assessment of best management practices to minimise the runoff of manure-borne phosphorus in the United States. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 4, p. 461-477, 2004.

SHARPLEY, A.; MENZEL, R. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHARPLEY, A.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: lessons from the USA and China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 9, p. 1770-1782, 2014.

SHESHUKOV, A. Y.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; SINNATHAMBY, S.; DAGGUPATI, P. Pasture BMP effectiveness using an HRU-based subarea approach in SWAT. **Journal of environmental management**, v. 166, p. 276-284, 2016.

SHORE, M.; JORDAN, P.; MELLANDER, P.-E.; KELLY-QUINN, M.; WALL, D.; MURPHY, P.; MELLAND, A. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 405-415, 2014.

SHUKLA, M.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 2, p. 194-204, 2006.

SNEATH, P. H.; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification**, 1973.

STEINER, F.; MARIA DO CARMO LANA, M.; ZOZ, T.; FRANDOLOSO, J. F.; FEY, R. Extraction methods and availability of phosphorus for soybean in soils from Paraná State, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 3, 2012.

THIERFELDER, C.; WALL, P. C. Effects of conservation agriculture techniques on infiltration and soil water content in Zambia and Zimbabwe. **Soil and tillage research**, v. 105, n. 2, p. 217-227, 2009.

TRACY, S. R.; DALY, K. R.; STURROCK, C. J.; CROUT, N. M.; MOONEY, S. J.; ROOSE, T. Three-dimensional quantification of soil hydraulic properties using X-ray Computed Tomography and image-based modeling. **Water Resources Research**, v. 51, n. 2, p. 1006-1022, 2015.

USEPA - Method 3015a: Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. **United States Environmental Protection Agency**, 2007.

VALENÇA, A. W.; VANEK, S. J.; MEZA, K.; CCANTO, R.; OLIVERA, E.; SCURRAH, M.; LANTINGA, E. A.; FONTE, S. J. Land use as a driver of soil fertility and biodiversity across an agricultural landscape in the Central Peruvian Andes. **Ecological Applications**, 2017.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils 1. **Soil science society of America journal**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

WHITE, M. J.; STORM, D. E.; BUSTEED, P. R.; SMOLEN, M. D.; ZHANG, H.; FOX, G. A. A quantitative phosphorus loss assessment tool for agricultural fields. **Environmental Modelling & Software**, v. 25, n. 10, p. 1121-1129, 2010.

WITHERS, P.; HAYGARTH, P. Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European perspective. **Soil Use and Management**, v. 23, n. s1, p. 1-4, 2007.

ZHIYUAN, W.; DENG FENG, W.; HUIPING, Z.; ZHIPING, Q. Assessment of soil heavy metal pollution with principal component analysis and geoaccumulation index. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, p. 1946-1952, 2011.

ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. **Agronomy for sustainable development**, v. 28, n. 1, p. 65-86, 2008.

8 ANEXO 1 – HISTÓRICO DE CULTURAS DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS

Os campos agrícolas estudados apresentam manejos distintos e foram implantados em diferentes épocas, nesse anexo são descritos a distribuição de culturas ao longo do tempo.

Tabela 1. Registro histórico de culturas nas áreas estudadas.

Pontos	1989		1990	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Trigo	Soja	Tremoço	Milho
P8	Trigo	Soja	Tremoço	Milho
P9	Trigo	Soja	Tremoço	Milho
P10	Trigo	Soja	Tremoço	Milho
				Continua...

Pontos	1991		1992	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Aveia Branca	Soja	Trigo	Soja
P8	Aveia Branca	Soja	Trigo	Soja
P9	Aveia Branca	Soja	Trigo	Soja
P10	Aveia Branca	Soja	Trigo	Soja
				Continua...

Pontos	1993		1994	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P8	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P9	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P10	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
				Continua...

Pontos	1995		1996	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Trigo	Soja	Ervilhaca	Milho
P8	Trigo	Soja	Ervilhaca	Milho
P9	Trigo	Soja	Ervilhaca	Milho
P10	Trigo	Soja	Ervilhaca	Milho
				Continua...

Pontos	1997		1998	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Aveia preta	Soja	Trigo	Soja
P8	Aveia preta	Soja	Trigo	Soja
P9	Aveia preta	Soja	Trigo	Soja
P10	Aveia preta	Soja	Trigo	Soja
				Continua...

Pontos	1999		2000	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P8	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P9	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P10	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
				Continua...

Pontos	2001		2002	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P8	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P9	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P10	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
				Continua...

Pontos	2003		2004	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
P8	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
P9	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
P10	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
				Continua...

Pontos	2005		2006	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				
P6				
P7	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P8	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P9	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P10	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
				Continua...

Pontos	2007		2008	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2		Milho H	Aveia Preta H	Soja E
P3		Milho E	Aveia Preta H	Soja H
P4				
P5				
P6				
P7	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P8	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P9	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P10	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
				Continua...

Pontos	2009		2010	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1				
P2	Aveia Preta H	Soja H	Aveia Preta H	Milho H
P3	Aveia Preta H	Soja E	Aveia Preta H	Milho H
P4				Milho H
P5				Milho H
P6				
P7	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
P8	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
P9	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
P10	Aveia branca	Soja	Trigo	Soja
				Continua...

Pontos	2011		2012	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1			Aveia Preta H	Soja H
P2	Trigo E	Soja H	Aveia E	Milho H
P3	Trigo H	Soja H	Aveia Preta H	Soja E
P4	Trigo H	Soja H	Aveia Preta H	Feijão E
P5	Trigo H	Soja H	Aveia Preta E	Soja H
P6	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P7	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P8	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P9	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
P10	Aveia preta	Milho	Aveia branca	Soja
				Continua...

Pontos	2013		2014	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1	Trigo H	Soja E	Trigo E	Soja E
P2	Aveia Preta H	Soja E	Aveia Preta H	Milho H
P3	Aveia Preta H	Soja H	Aveia Preta H	Milho H
P4	Aveia Preta H	Soja H	Aveia Preta H	Soja
P5	Aveia H	Milheto E	Aveia H	Soja H
P6	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P7	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P8	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P9	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
P10	Trigo	Soja	Aveia preta	Milho
				Continua...

Pontos	2015		2016	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P1	Aveia Preta H	Milho H	Aveia Preta H	
P2	Aveia Preta H	Feijão	Aveia Preta H	
P3	Trigo E	Soja H	Aveia Preta H	
P4	Aveia Preta H	Milho H		
P5	Aveia H	Milho E	Aveia H	
P6	Trigo	Soja	Aveia preta	
P7	Aveia branca	Soja	Trigo	
P8	Aveia branca	Soja	Trigo	
P9	Aveia branca	Soja	Trigo	
P10	Aveia branca	Soja	Trigo	

9 ANEXO 2 – ESTIMATIVA DA TAXA DE ADUBAÇÃO ANUAL PARA AS UNIDADES EXPERIMENTAIS

As estimativas de taxa de adubação anual foram feitas considerando a adubação por culturas e o número de vezes que as culturas foram cultivadas ao longo do tempo. As adubações fosfatadas por culturas utilizadas foram: Milho (90 kg ha^{-1}); soja, feijão, trigo, aveia branca e aveia preta (60 kg ha^{-1}) e aveia preta, tremosco e ervilhaca (cobertura) (0 kg ha^{-1}).

Tabela 1. Resumo do registro histórico de culturas nas áreas estudadas.

Campo agrícola	Tempo de uso	Milho	Soja	Feijão	Trigo	Aveia B.	Cobertura
	Anos	Frequência absoluta de safras					
P1	4	1	3		2		3
P2	9	4	4	1	2		8
P3	9	3	6		1		7
P4	6	3	2	1	1		5
P5	6	3	3		1	4	1
P6	5	2	3		3		3
P7	27	9	18		10	8	10
P8	27	9	18		10	8	10
P9	27	9	18		10	8	10
P10	27	9	18		10	8	10

Tabela 2. Adubação por cultura, total e taxa anual nas áreas estudadas.

Campo agrícola	Tempo de uso	Milho	Soja	Feijão	Trigo	Aveia B.	Soma	Taxa P_2O_5
	Anos	Kg P_2O_5 ha ⁻¹ por cultura (todo período)						Kg P_2O_5 ha ano ⁻¹
P1	4	90	180	0	120	0	390	97,5
P2	9	360	240	60	120	0	780	86,7
P3	9	270	360	0	60	0	690	76,7
P4	6	135	60	30	30	0	255	42,5
P5	6	270	180	0	60	240	750	125,0
P6	5	180	180	0	180	0	540	108,0
P7	27	810	1080	0	600	480	2970	110,0
P8	27	810	1080	0	600	480	2970	110,0
P9	27	810	1080	0	600	480	2970	110,0
P10	27	810	1080	0	600	480	2970	110,0

10 ANEXO 3 – REGISTRO FOTOGRÁFICO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS

Registro fotográfico das unidades experimentais (Figura 1 a 10) e da metodologia VESS (Figura 11 a 20).

Figura 1. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P1 (palhada milho 4 meses após colheita). (a) P1a; (b) P1b e (c) P1c.



Figura 2. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P2 (palhada aveia preta 1 mês após dessecação). (a) P2a; (b) P2b e (c) P2c.



(a)



(b)



(c)

Figura 3. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P3 (palhada aveia preta 1 mês após dessecação). (a) P3a; (b) P3b e (c) P3c.



Figura 4. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P4 (palhada milho 8 meses após colheita). (a) P4a; (b) P4b e (c) P4c.



Figura 5. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P5 (palhada aveia preta 1 mês após dessecação). (a) P5a; (b) P5b e (c) P5c.



(a)



(b)



(c)

Figura 6. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P6 (palhada aveia preta 1 mês após dessecação). (a) P6a; (b) P6b e (c) P6c.



Figura 7. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P7(palhada trigo 1 semana após colheita). (a) P7a; (b) P7b e (c) P7c.



Figura 8. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P8 (palhada trigo 1 semana após colheita). (a) P8a; (b) P8b e (c) P8c.



Figura 9. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P9 (palhada trigo 1 semana após colheita). (a) P9a; (b) P9b e (c) P9c.



Figura 10. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P10 (palhada trigo 1 semana após colheita). (a) P10a; (b) P10b e (c) P10c.



Figura 11. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P1. (a) P1a; (b) P1b e (c) P1c.

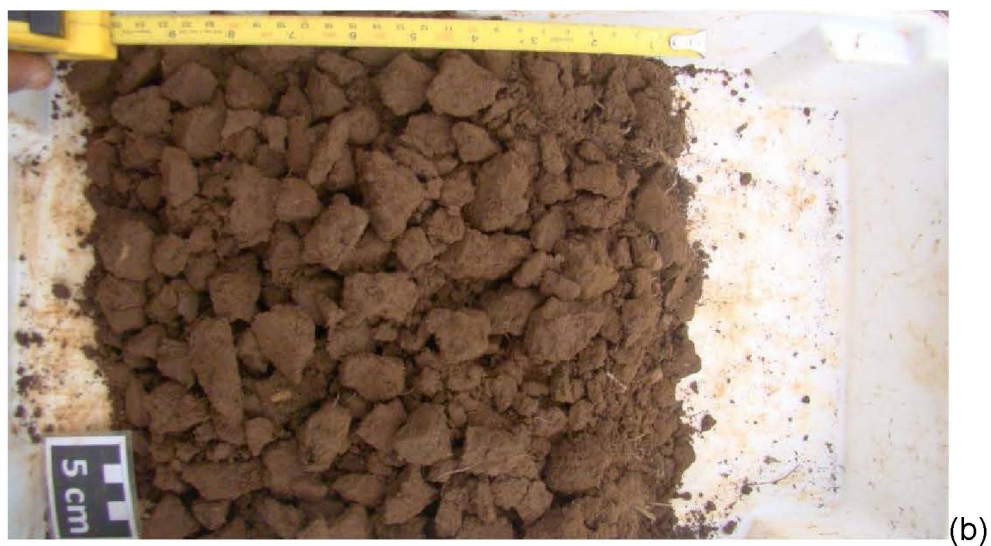


Figura 12. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P2. (a) P2a; (b) P2b e (c) P2c.)



Figura 13. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P3. (a) P3a; (b) P3b e (c) P3c.)



(a)



(b)



(c)

Figura 14. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P4. (a) P4a; (b) P4b e (c) P4c.)



Figura 15. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P5. (a) P5a; (b) P5b e (c) P5c.)



Figura 16. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P6. (a) P6a; (b) P6b e (c) P6c.)



Figura 17. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P7. (a) P7a; (b) P7b e (c) P7c.)



(a)



(b)



(c)

Figura 18. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P8. (a) P8a; (b) P8b e (c) P8c.)



(a)



(b)



(c)

Figura 19. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P9. (a) P9a; (b) P9b e (c) P9c.)



(a)



(b)



(c)

Figura 20. Fotos das diferentes unidades experimentais do campo agrícola P10. (a) P10a; (b) P10b e (c) P10c.)



(a)



(b)



(c)

11 ANEXO 4 – DETALHES DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Descrição detalhada da análise de componentes principais (ACP) para ajuste do P-index.

Da matriz de característica foram extraídos os **fatores mais significativos** para análise de componentes principais (ACP). Cada coluna(j) contem um fator e cada linha (i) uma amostra (X_{ji}). Foi obtida a matriz de correlação para X (R).

$$X = \begin{array}{c|ccccc|c} & X_{3i} & X_{2i} & X_{3i} & \dots & X_{pi} & \\ \hline & X_{33} & X_{23} & X_{33} & \dots & X_{p3} & X_{j3} \\ & X_{32} & X_{22} & X_{32} & \dots & X_{p2} & X_{j2} \\ & X_{33} & X_{23} & X_{33} & \dots & X_{p3} & X_{j3} \\ & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ & X_{3\ 30} & X_{2\ 30} & X_{3\ 30} & \dots & X_{p\ 30} & X_{j\ 30} \end{array}$$

$$R = \begin{array}{c|cccc|} & X_3 & r(X_2, X_3) & \dots & r(X_p, X_3) \\ \hline r(X_3, X_2) & X_2 & \dots & r(X_p, X_2) \\ r(X_3, X_3) & r(X_2, X_3) & \dots & r(X_p, X_3) \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ r(X_3, X_p) & r(X_2, X_p) & \dots & X_p \end{array}$$

Os autovalores associados a cada componente principal (λ_i) foram obtidos pela resolução da equação característica da matriz de correlação (R) (Eq. 3) (Kaiser e Dickman, 1962; Abdi e Williams, 2010). O número de λ_i é igual ao número de fatores.

$$\det[R - \lambda_i] = 0 \text{ ou } |R - \lambda_i| = 0 \quad \text{Eq. 3}$$

Sendo: det – determinante; R – matriz de correlação; λ_i – autovalor associado a i-ésima componente principal.

Para cada λ_i existe um autovetor (\tilde{a}_i). Os \tilde{a}_i são normalizados, portanto a soma dos quadrados do coeficiente dos autovetores associados a cada variável ($a_i X_j$) é igual à um (3).

$$\tilde{a}_i = \begin{array}{c|c|} a_i X_j & X_3 \\ a_i X_j & X_2 \\ a_i X_j & X_3 \\ a_i X_j & \dots \\ a_i X_j & X_p \end{array}$$

A variação máxima explicada por cada componente (V_{max_i}) foi expressa em porcentagem e calculada de acordo com a Eq. 2. A correlação entre variáveis originais e as componentes principais foi calculada de acordo com a Eq. 3. O peso de cada fator para as diferentes componentes principais (w_{ji}) foi estimado pela Eq. 4. A comunalidade foi calculada de acordo com a Eq. 5. O biplot foi montado considerando a normalização das coordenadas originais (X) (Eq. 6). O score para cada amostra foi calculado considerando a Eq. 7.

$$V_{max_i} = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^n \lambda_i} 100 \quad \text{Eq. 2}$$

Sendo: C_i – proporção de variação explicada pela i -ésima componente principal; λ_i – autovalor correspondente a i -ésima componente principal e n – numero de componentes principais.

$$C(X_j, Y_i) = \sqrt{\lambda_i} \frac{a_{ji}}{\sqrt{\text{Var}(X_j)}} \quad \text{Eq. 3}$$

Sendo: $C(X_j, Y_i)$ – Correlação da j -ésima variável original com a i -ésima componente principal; λ_i – autovalor correspondente a i -ésima componente principal; a_{ji} – autovetor associado a j -ésima variável original e a i -ésima componente principal; $\text{Var}(X_j)$ – variação da j -ésima variável original;

$$w_{ji} = \frac{a_{ji}}{\sqrt{\text{Var}(X_j)}} \quad \text{Eq. 4}$$

Sendo: w_{ji} – peso do fator para j -ésima componente principal e i -ésima variável original; a_{ji} – autovetor associado a j -ésima variável e a i -ésima componente principal; $\text{Var}(X_j)$ – variação da j -ésima variável original;

$$h_x^y = (w_{xi})^2 - (w_{yi})^2 \quad \text{Eq. 5}$$

Sendo: h_x^y – comunalidade componente x e y ; w_{xi} – peso do fator para componente principal x e i -ésima variável original e w_{yi} – peso do fator para componente principal y e i -ésima variável original.

$$Z_{ji} = \frac{X_{ji} - \mu X_j}{\sigma_j} \quad \text{Eq. 6}$$

Sendo: Z_{ji} – variável normalizada para j-ésima variável e i-ésima amostra; X_{ji} – variável transformada para j-ésima variável e i-ésima amostra; μX_j – média da j-ésima variável original e σ – desvio padrão da j-ésima variável.

$$\text{Score}_{ij} = \sum_{i=1}^n (a_i X_j Z_{ij}) \quad \text{Eq.7}$$

Sendo: Score_{ji} – score da variável original na i-ésima componente principal e j-ésima amostra; n – numero de amostras; $a_i X_j$ – coeficiente do autovetor para i-ésima componente principal e j-ésima variável e Z_{ji} – variável normalizada associada i-ésima componente principal e j-ésima amostra. **(esse modelo foi utilizado para montar a Eq. 4 do Capítulo 3 – função P-index)**

2.5.4. Plano de projeção análise de componentes principais (função discriminante)

Foram selecionadas duas componentes para gerar uma função discriminante para classificação do índice-P. As componentes foram selecionadas pelo autovalor (λ) maior que 0,8 (Jolliffe e Cadima, 2016) e interpretação da correlação das variáveis originais com as componentes principais. Para o plano escolhido foi gerado um triplot contendo as correlação das variáveis originais (matriz característica), correlação da matriz resposta e o score das componentes (Eq. 7).

Os scores obtidos para cada amostra para as diferentes componentes principais (Eq. 7) foram correlacionadas com todas as variáveis da matriz de caracterização e respostas. A probabilidade (p) de independência entre as variáveis analisadas e as componentes principais foi estimada pela distribuição normal e teste t, os intervalos de confiança considerando foram de 90% (*p < 30%), 95% (**p < 5%) e 99% (**p < 3%).

KAISER, H. F.; DICKMAN, K. Sample and population score matrices and sample correlation matrices from an arbitrary population correlation matrix. **Psychometrika**, v. 27, n. 2, p. 379-382, 1962.

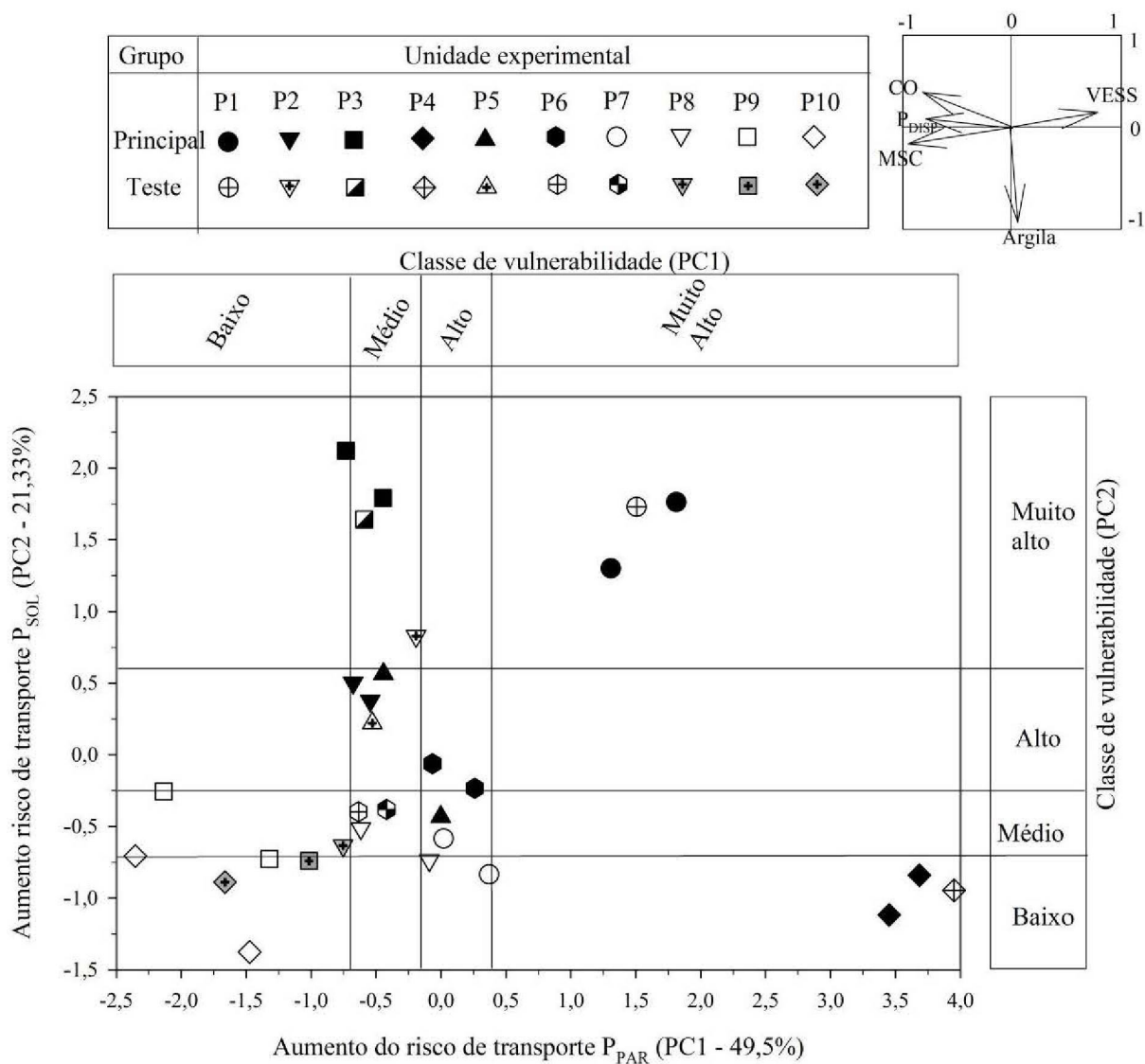
ABDI, H.; WILLIAMS, L. J. Principal component analysis. **Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics**, v. 2, n. 4, p. 433-459, 2010.

JOLLIFFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: a review and recent developments. **Phil. Trans. R. Soc. A**, v. 374, n. 2065, p. 20350202, 2016.

12 ANEXO 5 – PLANO DE CLASSIFICAÇÃO P-INDEX

Plano de projeção do P-index em dois eixos. O eixo x corresponde a componente principal 3 (aumento do risco de transporte de P particulado) e o eixo y corresponde a componente principal 2 (aumento do risco de perda de P solúvel). A separação de classes é a mesma obtida na separação de quartil (Figura 3, **pg. 41**).

Figura 1. Score dos campos agrícolas do grupo principal ($n=20$) e grupo de teste ($n=10$) avaliados considerando o modelo de P-index desenvolvido.



13 ANEXO 6 – ANÁLISE SENSIBILIDADE MODELOS INFILTRAÇÃO

A análise de sensibilidade tem o objetivo de verificar a variação da curva de infiltração nos diferentes campos agrícolas avaliados ($n = 30$), portanto foi considerado um ajuste médio das variáveis de ajuste, em seguida uma variável é testada variando entre os valores máximos e mínimos, mantendo o restante das variáveis constantes (média). Portanto a análise de sensibilidade demonstra o comportamento da infiltração ajustada com diferentes modelos e as modificações promovidas na curva de infiltração por cada variável de ajuste.

Figura 1. Análise de sensibilidade do modelo Kostiakov-Lewis considerando o ajuste médio (a), variação de taxa de taxa de infiltração final (if) (b), variável de ajuste k (c) e variável de ajuste n (d).

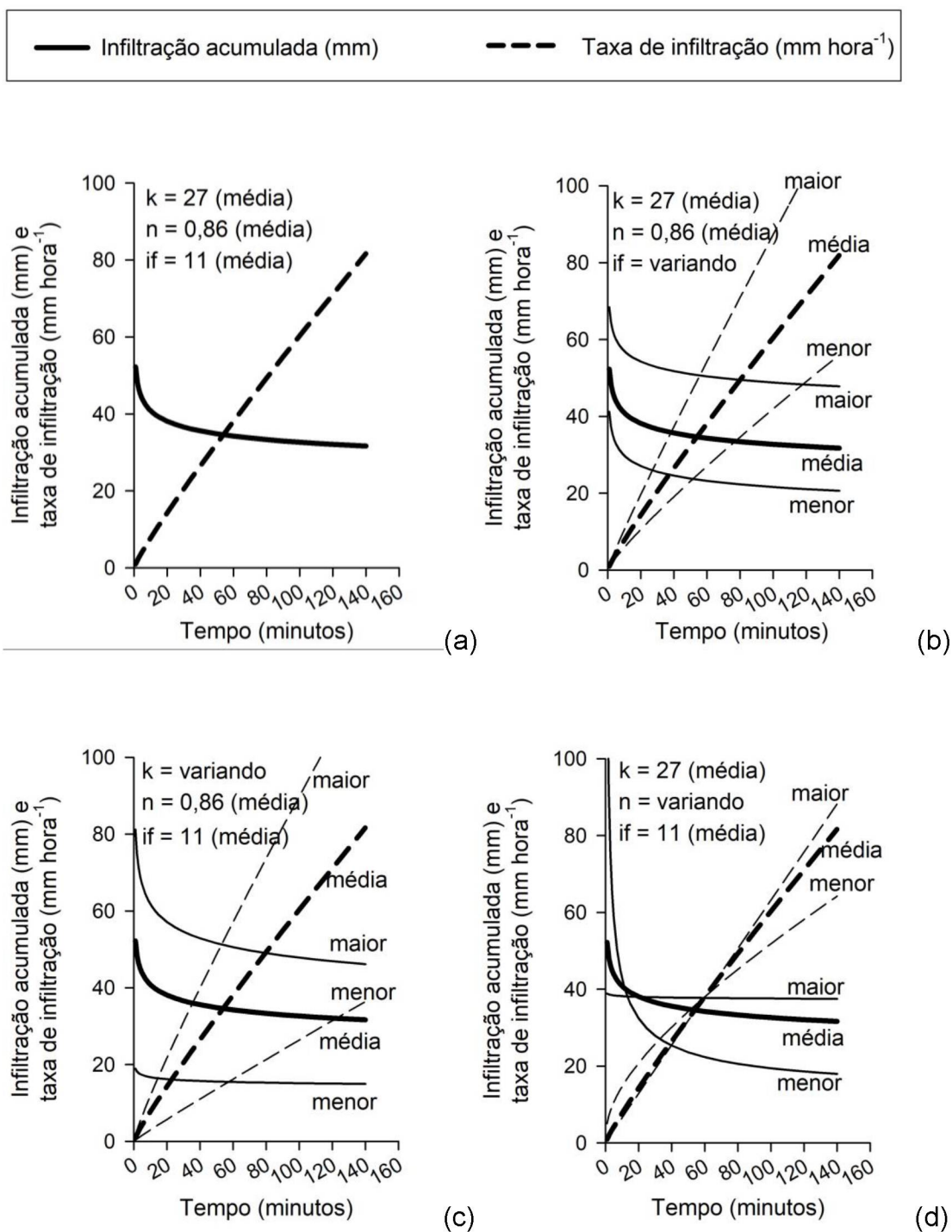


Figura 2. Análise de sensibilidade do modelo Horton considerando o ajuste médio (a), variação da variável de ajuste b (b), variável de ajuste i_0 (c) e variável de ajuste i_f (d).

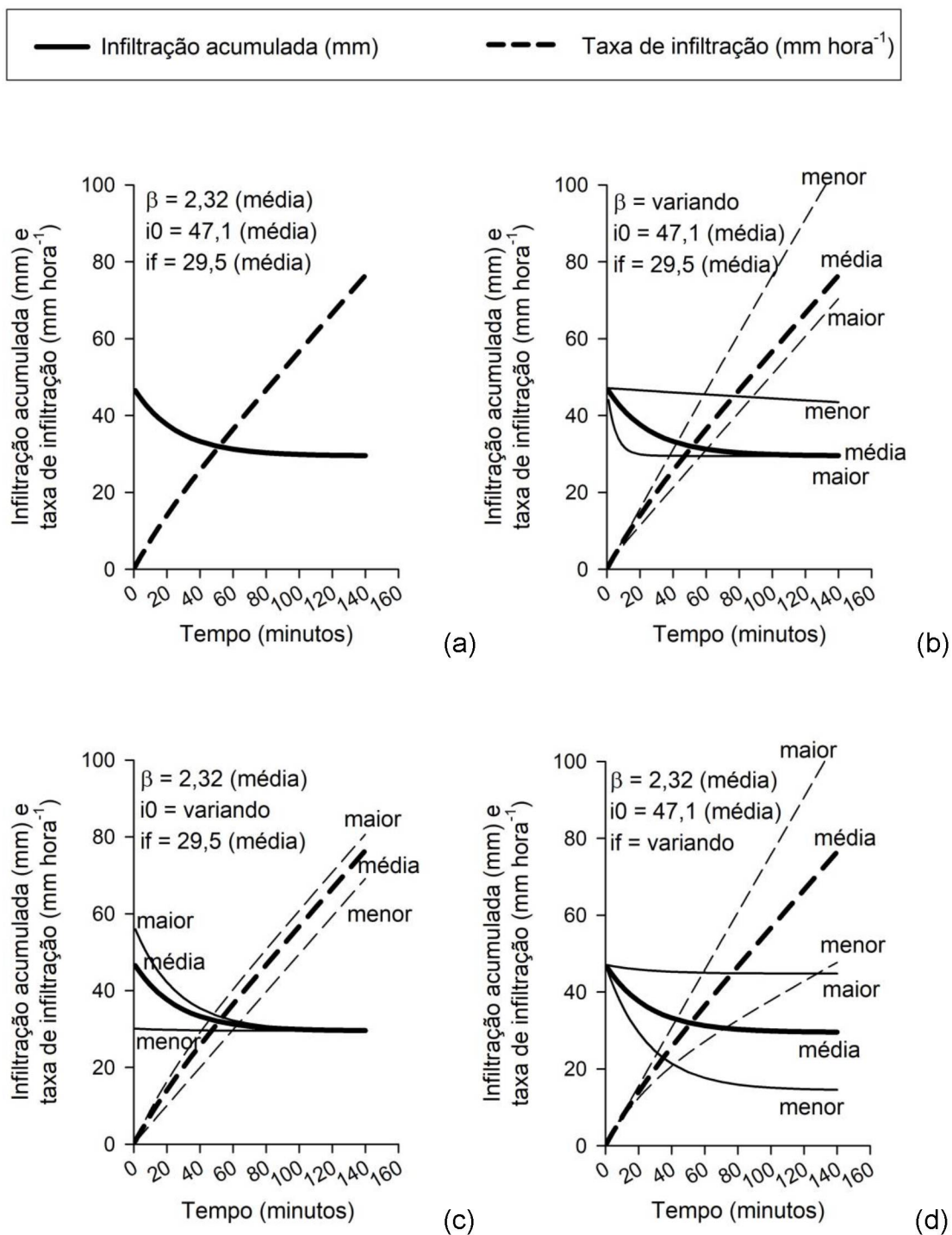


Figura 3. Análise de sensibilidade do modelo Philip considerando o ajuste médio (a), variação da variável de ajuste taxa de infiltração final (if) (b) e variável de ajuste γ (c).

